Santé Canada Health Canada

Votre santé et votre sécurité... notre priorité. *Your health and safety... our priority.*

Projet de décision de réévaluation PRVD2018-14

Chlorimuron-éthyle et préparations commerciales connexes

Document de consultation

(also available in English)

Le 10 juillet 2018

Ce document est publié par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec :

Publications
Agence de réglementation de
la lutte antiparasitaire
Santé Canada
2720, promenade Riverside
I.A. 6607 D
Ottawa (Ontario) K1A 0K9

Internet : Canada.ca/les-pesticides
hc.pmra.publications-arla.sc@canada.ca
Télécopieur : 613-736-3758
Service de renseignements :
1-800-267-6315 ou 613-736-3799
hc.pmra.info-arla.sc@canada.ca

Canada

ISSN : 1925-0975 (imprimée)
1925-0983 (en ligne)

Numéro de catalogue : H113-27/2018-14F (publication imprimée)
H113-27/2018-14F-PDF (version PDF)

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par la ministre de Santé Canada, 2018

Tous droits réservés. Il est interdit de reproduire ou de transmettre l'information (ou le contenu de la publication ou du produit), sous quelque forme ou par quelque moyen que ce soit, reproduction électronique ou mécanique, photocopie, enregistrement sur support magnétique ou autre, ou de la verser dans un système de recherche documentaire, sans l'autorisation écrite préalable du ministre de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0S5.

Table des matières

Résultat de l'évaluation scientifique 1
Projet de décision réglementaire concernant le chlorimuron-éthyle 1
Contexte international 2
Prochaines étapes 3
Renseignements scientifiques supplémentaires 3
1.0 Introduction 4
2.0 Principe actif de qualité technique 4
2.1 Description 4
2.2 Propriétés physico-chimiques 5
2.3 Utilisations homologuées 5
3.0 Effets sur la santé humaine et l'environnement 5
3.2 Évaluation de l'exposition par le régime alimentaire et des risques connexes 9
3.2.1 Détermination de la dose aigüe de référence 10
3.2.2 Évaluation de l'exposition aigüe par le régime alimentaire et des risques connexes 11
3.2.3 Détermination de la dose journalière admissible 11
3.2.4 Évaluation de l'exposition chronique par le régime alimentaire et des risques connexes 12
3.2.5 Détermination de l'excès de risque unitaire 12
3.3 Exposition liée à l'eau potable 12
3.3.1 Concentrations dans l'eau potable 12
3.3.2 Évaluation de l'exposition liée à l'eau potable et des risques connexes 13
3.4 Évaluation de l'exposition professionnelle et des risques connexes 13
3.4.1 Choix des critères d'effet toxicologique pour l'évaluation du risque professionnel 14
3.4.2 Évaluation de l'exposition professionnelle et des risques connexes 14
3.4.3 Évaluation des risques globaux 16
3.4.4 Évaluation des effets cumulatifs 16
3.5 Déclarations d'incident concernant la santé humaine ou les animaux domestiques 17
4.0 Évaluation environnementale 17
4.1 Devenir et comportement dans l'environnement 17
4.2 Caractérisation des risques pour l'environnement 18
4.2.1 Risques pour les organismes terrestres non ciblés 20
4.2.2 Risques pour les organismes aquatiques non ciblés 20
4.3 Déclarations d'incident touchant l'environnement 21
5.0 Valeur 21
5.1 Valeur du chlorimuron-éthyle 21
6.0 Considérations relatives à la politique sur les produits antiparasitaires 21
6.1 Considérations relatives à la Politique de gestion des substances toxiques 21
6.2 Produits de formulation et contaminants préoccupants pour la santé ou l'environnement 22
7.0 Conclusions de l'évaluation scientifique 22
Liste des abréviations 24

Annexe I Produits contenant du chlorimuron-éthyle homologués au Canada, à l'exclusion des produits abandonnés et des produits dont l'abandon a été demandé, en date du 31 mars 2017, d'après la base de données du Système électronique de réglementation des pesticides 26
Annexe II Utilisations homologuées à des fins commerciales du chlorimuron-éthyle au Canada en date du 31 mars 2017. Les utilisations des produits abandonnés et des produits dont l'abandon a été demandé sont exclues[1] 27
Annexe III Renseignements toxicologiques concernant l'évaluation des risques pour la santé 28
Tableau 1 Valeurs toxicologiques de référence pour l'évaluation des risques sanitaires .. 28
Tableau 2 Profil de toxicité 29
Annexe IV Estimation de l'exposition par le régime alimentaire et des risques connexes 37
Tableau 4.1 Estimation de l'exposition au chlorimuron-éthyle par le régime alimentaire et des risques connexes 37
Annexe V Sommaire de la chimie des résidus dans les aliments 38
Annexe VI Évaluation des risques pour les préposés au mélange, au chargement et à l'application et des risques après traitement 40
Tableau 6.1 Évaluation de l'exposition des préposés au mélange, au chargement et à l'application dans un contexte commercial et des risques connexes 40
Annexe VII Évaluation de l'exposition environnementale et des risques connexes 41
Tableau 7.1 Devenir et comportement du chlorimuron-éthyle et de ses produits de transformation dans les milieux terrestres et aquatiques 41
Annexe VIII Toxicité 47
Tableau 8.1 Données sur la toxicité en milieu terrestre 47
Tableau 8.2 Données sur la toxicité aquatique 48
Tableau 8.3 Valeurs de toxicité chronique des principes actifs de type sulfonylurée chez le lombric 49
Tableau 8.4 Valeurs de toxicité de 32 principes actifs de type sulfonylurée chez les abeilles domestiques 49
Tableau 8.5 Valeurs de toxicité des principes actifs de type sulfonylurée chez les prédateurs et les parasitoïdes 50
Tableau 8.6 Critères d'effet de 22 sulfonylurées homologués aux États-Unis chez les invertébrés estuariens et marins 51
Tableau 8.7 Critères d'effet de 22 sulfonylurées homologués aux États-Unis chez les poissons estuariens et marins 52
Annexe IX Concentration prévue dans l'environnement 53
Tableau 9.1 Concentration prévue dans l'environnement du chlorimuron-éthyle dans le sol 53
Tableau 9.2 Concentration prévue dans l'environnement du chlorimuron-éthyle dans l'eau (mg p.a./L) à 15 et 80 cm de profondeur à la suite d'une application directe 53
Annexe X Évaluation des risques pour les organismes non ciblés 54
Tableau 10.1 Évaluation préliminaire des risques pour le lombric (*Eisenia foetida*) 54
Tableau 10.2 Évaluation préliminaire des risques pour l'abeille domestique 54
Tableau 10.3 Évaluation préliminaire des risques pour les prédateurs et les parasitoïdes 55

Tableau 10.4 Évaluation préliminaire des risques pour les oiseaux sauvages d'après les valeurs maximales du nomogramme 55
Tableau 10.5 Évaluation préliminaire des risques pour les mammifères sauvages d'après les valeurs maximales du nomogramme 55
Tableau 10.6 Évaluation des risques (au champ et hors champ) et des quotients de risque pour les plantes vasculaires des milieux terrestres et humides (levée des plantules et vigueur végétative) 56
Tableau 10.7 Évaluation préliminaire des risques pour les invertébrés d'eau douce 56
Tableau 10.8 Évaluation préliminaire des risques pour les poissons et les amphibiens d'eau douce 56
Tableau 10.9 Évaluation préliminaire des risques pour les algues et les plantes d'eau douce 57
Tableau 10.10 Évaluation préliminaire des risques pour les invertébrés marins et estuariens 57
Tableau 10.11 Évaluation préliminaire des risques pour les algues marines et estuariennes 58
Tableau 10.12 Évaluation approfondie des risques pour les algues et les plantes d'eau douce 58
Tableau 10.13 Évaluation des risques pour les algues et les plantes d'eau douce à la suite d'un ruissellement 58
Tableau 10.14 Caractérisation approfondie des risques pour les algues et les plantes d'eau douce à l'aide de données canadiennes et américaines de surveillance de l'eau douce 59
Annexe XI Considérations relatives à la Politique de gestion des substances toxiques – Évaluation en fonction des critères de la voie 1 de cette politique 60
Annexe XII Modifications à apporter à l'étiquette des produits contenant du chlorimuron-éthyle 61
Références 64

Projet de décision de réévaluation

En vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada doit réévaluer tous les pesticides homologués de façon régulière pour s'assurer qu'ils continuent de respecter les plus récentes normes de sûreté en matière de santé et d'environnement et pour garantir qu'ils ont encore de la valeur. La réévaluation est effectuée en prenant en considération les données et les renseignements provenant des fabricants de pesticides, des rapports scientifiques publiés et d'autres organismes de réglementation. L'ARLA se fonde sur des méthodes d'évaluation des risques acceptées internationalement, et sur des approches et des politiques actuelles de gestion des risques.

Le chlorimuron-éthyle est un herbicide à usage commercial homologué pour la suppression des mauvaises herbes à feuilles larges dans les cultures de soja dans l'Est du Canada.

Le présent document vise à décrire le projet de décision réglementaire concernant la réévaluation du chlorimuron-éthyle, y compris les mesures d'atténuation proposées pour mieux protéger la santé humaine et l'environnement, de même que l'évaluation scientifique sur laquelle est fondé le projet de décision de réévaluation. Tous les produits contenant du chlorimuron-éthyle homologués au Canada sont visés par le présent projet de décision de réévaluation qui fera l'objet d'une période de consultation publique de 90 jours durant laquelle les membres du public, dont les fabricants d'insecticides et les intervenants, pourront présenter par écrit des commentaires et des renseignements supplémentaires à l'ARLA. La décision de réévaluation finale qui sera publiée tiendra compte des commentaires et des renseignements reçus.

Résultat de l'évaluation scientifique

Les risques liés à l'exposition par le régime alimentaire (aliments et eau potable) ne sont pas préoccupants lorsque les produits contenant du chlorimuron-éthyle sont utilisés conformément au mode d'emploi sur l'étiquette. Aucune modification n'est proposée aux limites maximales de résidus de chlorimuron-éthyle qui sont actuellement fixées pour le soja.

Les risques professionnels liés à la manipulation et les risques après l'application ne sont pas préoccupants lorsque le chlorimuron-éthyle est utilisé conformément au mode d'emploi sur l'étiquette. Afin de protéger les travailleurs qui pénètrent dans les sites traités, un délai de sécurité après traitement de 12 heures est proposé pour les utilisations agricoles.

Le chlorimuron-éthyle ne devrait présenter aucun risque préoccupant pour l'environnement s'il est utilisé conformément au mode d'emploi proposé sur l'étiquette, lequel inclut des avertissements et des zones tampons de pulvérisation.

Projet de décision réglementaire concernant le chlorimuron-éthyle

En vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* et selon l'évaluation des renseignements scientifiques actuellement disponibles, Santé Canada considère qu'il est acceptable de maintenir l'homologation des produits antiparasitaires contenant du chlorimuron-éthyle au Canada, à condition que les mesures d'atténuation des risques proposées soient mises en place. Il n'y aurait

pas de révocation de l'homologation d'utilisations particulières.

Les étiquettes des produits antiparasitaires homologués comportent un mode d'emploi précis. On y trouve notamment des mesures d'atténuation des risques visant à protéger la santé humaine et l'environnement auxquelles les utilisateurs sont tenus par la loi de se conformer. À la suite de la réévaluation du chlorimuron-éthyle, des mesures additionnelles d'atténuation des risques, qui sont décrites ci-dessous, sont proposées pour les étiquettes de produits.

Santé humaine

- Afin de protéger les travailleurs qui pénètrent dans les sites traités, un délai de sécurité habituel de 12 heures est proposé pour les utilisations agricoles.

- Afin de protéger les tierces personnes, un énoncé normalisé est proposé pour indiquer d'appliquer le produit seulement si le risque de dérive vers des aires d'habitation ou d'activités humaines, comme des maisons, des chalets, des écoles ou des sites récréatifs, est minime.

Environnement

- Établissement de zones tampons modifiées allant de 1 à 20 mètres pour protéger les habitats terrestres et aquatiques non ciblés sensibles contre la dérive de pulvérisation.

- Ajout à l'étiquette de mises en garde normalisées concernant les risques pour l'environnement en vue de protéger les végétaux terrestres, ainsi que les végétaux et les algues d'eau douce non ciblés.

- Avertissement sur l'étiquette visant à réduire le risque de ruissellement.

Contexte international

L'utilisation du chlorimuron-éthyle est actuellement acceptable dans d'autres pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), notamment le Japon, la Nouvelle-Zélande et les États-Unis. En date du 24 octobre 2017, aucun pays membre de l'OCDE n'avait interdit toutes les utilisations du chlorimuron-éthyle pour des raisons sanitaires ou environnementales.

Prochaines étapes

Les membres du public, y compris les fabricants et les intervenants, sont invités à formuler des commentaires durant la période de consultation publique de 90 jours.

Tous les commentaires reçus durant la période de consultation publique seront pris en considération au moment de la préparation du document de décision de réévaluation. Ce document comprendra la décision finale, les raisons qui la justifient, ainsi qu'un résumé des commentaires reçus au sujet du projet de décision accompagné des réponses de l'ARLA à ces commentaires.

Renseignements scientifiques supplémentaires

Aucune donnée supplémentaire n'est requise.

Évaluation scientifique

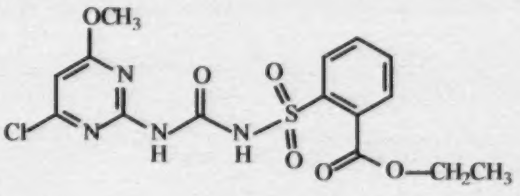
1.0 Introduction

Cet herbicide appartient à la famille des sulfonylurées (groupe 2 de la Weed Science Society of America [WSSA], groupe B de l'Herbicide Resistance Action Committee [HRAC]). Après l'absorption foliaire, les plantes sensibles cessent rapidement de croître, et leur mort survient dans les 7 à 21 jours.

Le chlorimuron-éthyle est homologué en vue d'utilisation exclusive sur le soja dans l'Est du Canada pour la suppression des mauvaises herbes à feuilles larges.

2.0 Principe actif de qualité technique

2.1 Description

Nom commun		Chlorimuron-éthyle
Utilité		Herbicide
Famille chimique		Sulfonylurées
Nom chimique		
	1 Union internationale de chimie pure et appliquée	2-(4-chloro-6-méthoxypyrimidin-2-ylcarbamoylsulfamoyl)benzoate d'éthyle
	2 Chemical Abstracts Service	2-[[[[(4-chloro-6-méthoxy-2-pyrimidinyl)amino]carbonyl]amino]sulfonyl] benzoate d'éthyle
Numéro de registre du Chemical Abstracts Service		90982-32-4
Formule moléculaire		$C_{15}H_{15}ClN_4O_6S$
Formule développée		

Masse moléculaire 414,8

uméro d'homologation	Pureté du principe actif de qualité technique
25432	97,8 %
29924	96,0 %

2.2 Propriétés physico-chimiques

Propriété	Résultat
Pression de vapeur à 25 °C	$4,9 \times 10^{-7}$ mPa
Spectre ultraviolet/visible	Aucune absorbance à $\lambda > 300$ nm
Solubilité dans l'eau à 20 à 25 °C	pH Solubilité (mg/L) 5 9,0 7 1 200
Coefficient de partage *n*-octanol–eau	log $K_{oe} = 0,11$; $K_{oe} = 1,3$ à pH 7
Constante de dissociation à 20 à 25 °C	$pK_a = 4,2$

2.3 Utilisations homologuées

L'annexe I renferme la liste des produits contenant du chlorimuron-éthyle qui étaient homologués en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* au 31 mars 2017. Il existe actuellement neuf préparations commerciales, deux principes actifs de qualité technique et un concentré de fabrication contenant du chlorimuron-éthyle homologués au Canada. L'annexe II comprend la liste de toutes les utilisations à des fins commerciales pour lesquelles le chlorimuron-éthyle est actuellement homologué.

3.0 Effets sur la santé humaine et l'environnement

Le chlorimuron-éthyle est un herbicide de la famille des sulfonylurées. L'ARLA a examiné en détail la base de données toxicologiques concernant le chlorimuron-éthyle. Cette base de données est complète et comprend toutes les études toxicologiques actuellement exigées aux fins de l'évaluation des risques. Certaines études avaient été produites avant l'élaboration de protocoles d'essais conformes aux bonnes pratiques de laboratoire, mais elles étaient accompagnées des renseignements nécessaires pour qu'elles soient acceptables selon les protocoles d'essais internationaux et les bonnes pratiques de laboratoire alors en vigueur. La qualité scientifique des données est acceptable, et la base de données est jugée adéquate pour caractériser la majorité des effets toxiques pouvant découler de l'exposition au chlorimuron-éthyle.

Chez le rat, le chlorimuron-éthyle radiomarqué a été absorbé par le tractus gastro-intestinal après l'administration par gavage d'une dose unique ou d'une dose élevée, ou après l'administration répétée de doses faibles par le régime alimentaire. Le chlorimuron-éthyle était fortement métabolisé, et les mêmes métabolites se retrouvaient dans les matières fécales, l'urine et les tissus. Après l'administration de doses faibles, les métabolites étaient décelables principalement dans le tractus gastro-intestinal et le foie, mais ils l'étaient également dans les tissus adipeux, les reins, la peau, les os et le cuir à la dose élevée. Les principaux métabolites étaient les analogues hydroxylés qui figurent à l'annexe III (tableau 3). Le chlorimuron-éthyle était excrété rapidement dans l'urine et les matières fécales, en proportions à peu près égales après l'administration d'une dose unique faible ou élevée, et la demi-vie se rapprochait de 50 heures. Les résidus totaux dans les tissus représentaient une faible quantité (< 0,35 %) de la dose administrée 168 heures après le traitement. Les données relatives à l'excrétion ou au métabolisme ne présentaient aucune différence significative entre les mâles et les femelles, indépendamment du régime de dosage.

Dans les études de toxicité aigüe, le chlorimuron-éthyle présentait une toxicité faible par voie orale et par inhalation chez le rat, et une toxicité cutanée faible chez le lapin. Il était minimalement irritant pour les yeux du lapin et la peau du cobaye. Une étude de sensibilisation complémentaire chez le cobaye n'a révélé aucun signe de sensibilisation; or, en raison des limites inhérentes à la méthodologie et à la déclaration des résultats, le chlorimuron-éthyle a été considéré comme un sensibilisant cutané potentiel.

Au cours d'études de toxicité par le régime alimentaire comprenant l'administration de doses répétées à court terme chez des rongeurs, les effets communs incluaient une diminution du poids corporel et une augmentation du poids du foie. Une incidence supérieure de l'hypertrophie centrolobulaire hépatique (souris) et de la margination cytoplasmique des hépatocytes centrolobulaires (rat) a été observée, la sévérité et la fréquence augmentant parallèlement à la dose. Des changements hématologiques, notamment une diminution du nombre de globules rouges et de l'hématocrite, et une augmentation du nombre de monocytes, ont été notés chez les mâle, les femmes ou les deux sexes. Les changements hématologiques étaient difficiles à interpréter en l'absence de groupe témoin historique et en raison de l'hémolyse in vitro potentielle des échantillons sanguins. Les résultats évoquent une anémie, en particulier aux doses élevées chez le rat. L'augmentation du poids de plusieurs organes a aussi été notée, mais ces effets ont été considérés comme non nocifs, vu l'absence de modifications histopathologiques observables.

Chez le chien, des effets hépatiques ont été constatés à la suite d'expositions répétées par le régime alimentaire, notamment une hépatomégalie, une hypertrophie des hépatocytes et la présence de fer dans les cellules sinusoïdales. Aux doses supérieures, une rétention biliaire et une hématopoïèse extramédullaire étaient aussi présentes. Comme chez le rat, les manifestations observées chez le chien évoquaient une anémie : diminution du nombre de globules rouges, de l'hématocrite et du taux d'hémoglobine, et augmentation du nombre de réticulocytes. L'anémie était en outre signalée cliniquement par la pâleur ou le jaunissement des gencives, la déshydratation et l'alanguissement. Une augmentation du nombre de neutrophiles et de monocytes a été notée chez les femelles. De plus, un aspect émacié, une diminution du poids corporel et des effets sur les paramètres de chimie clinique (hausse de l'activité de l'aspartate aminotransférase [AST], de la phosphatase alcaline [PAL] et de l'alanine aminotransférase

[ALT]) étaient observables. Une atrophie des organes était présente au niveau du thymus, de la prostate, de l'utérus, du col de l'utérus, du vagin et des testicules. Les autres effets sur les testicules incluaient une hypospermatogenèse et une diminution du poids. Le poids des ovaires était lui aussi réduit. L'atrophie d'organes n'a pas été observée dans l'étude d'un an chez le chien; en revanche, les doses utilisées dans cette étude étaient inférieures à celles de l'étude de 90 jours chez le chien.

Chez le rat, les expositions cutanées répétées ont entraîné un léger érythème au point d'application. L'augmentation du poids des surrénales traduisait une exposition générale, mais il n'y avait aucun signe de toxicité générale jusqu'à la dose limite d'essai. Aucune étude sur la toxicité à doses répétées par inhalation n'était disponible.

Dans une étude de cancérogénicité par le régime alimentaire sur 18 mois, aucun signe d'oncogénicité n'a été observé chez la souris jusqu'à la dose d'essai la plus élevée. Toutefois, la dose maximale tolérée n'a pas été définie. Il n'y avait pas de signe d'oncogénicité chez le rat à la suite d'une exposition à long terme par le régime alimentaire ni de signe de génotoxicité lors d'une batterie d'épreuves.

Une étude d'immunotoxicité par le régime alimentaire chez le rat, d'une durée de 28 jours, n'a mis en évidence aucun effet attribuable au traitement pour ce qui est de la réponse immunitaire humorale et du poids de la rate ou du thymus.

Une étude de toxicité pour la reproduction par le régime alimentaire sur une génération chez le rat a été jugée complémentaire, en raison du faible nombre d'animaux compris dans les groupes expérimentaux. Cette étude a révélé une diminution du poids corporel des petits au moment du sevrage et une diminution du poids des portées au 4^{e} jour postnatal (JPN). Aux doses supérieures, une diminution du nombre de petits vivants à la naissance s'est produite, avec une diminution du poids des petits et une prise de poids corporel chez les mères. Dans une étude de toxicité pour la reproduction par le régime alimentaire sur deux générations chez le rat, une diminution du poids corporel a été observée au cours de la période précédant l'accouplement chez les mères F_0, et au 22^{e} jour de lactation (JL) chez les mères F_0, F_1 et F_2. Des données sur le poids corporel et la consommation alimentaire n'ont pas été recueillies pendant la période de reproduction. Les effets chez les descendants incluaient une diminution du poids corporel des petits au JPN 4 et au sevrage (JPN 21). En outre, une diminution de la cellularité de la couche granulaire interne et une augmentation de la cellularité de la couche germinale externe du cervelet ont été notées chez les rats sevrés de la génération F_{2b} (JPN 22) à la dose élevée. Cet effet s'apparente aux changements caractéristiques d'une dénutrition, sans la présence d'une dégénérescence ou d'une nécrose (Sima *et al.*, 1975). On ne sait pas si cet effet est survenu dans les autres cohortes de portées, car les jeunes ont été éliminés après le sacrifice dans les portées F_{1a}, F_{1b} et F_{2a}.

Dans une étude de toxicité pour le développement par gavage chez le lapin, une incidence accrue de l'ossification partielle de l'os hyoïde a été observée en présence de toxicité maternelle. La toxicité maternelle s'est manifestée par une diminution de la prise de poids corporel, une diminution du poids corporel et une diminution de la consommation alimentaire. Il n'y avait pas de signe de malformation liée au traitement chez le lapin.

Dans une étude de toxicité pour le développement par gavage chez le rat, une incidence accrue de l'ossification partielle ou de l'absence d'ossification des sternèbres a été enregistrée aux doses entraînant une diminution de la prise de poids corporel des mères. Une dose supérieure a été associée à une incidence accrue de variations squelettiques (corps vertébraux bilobés et en haltère; accroissement des centres d'ossification costaux) et de malformations (microphtalmie). Pour cette même dose, les effets sur le poids corporel des mères étaient plus marqués, et une augmentation des résorptions complètes de portée a été observée.

Une étude de neurotoxicité aigüe par gavage a révélé une diminution de l'activité motrice. De plus, les mâles étaient plus nombreux à afficher un faible degré d'activation. À la dose la plus élevée, en plus des effets déjà mentionnés, la prise de poids corporel était réduite, la température corporelle était inférieure, et les sujets étaient plus nombreux à « adopter une posture recroquevillée » ou à « sembler dormir ». La plupart des effets se sont produits le jour de l'administration de la dose. Dans une étude de neurotoxicité à court terme par le régime alimentaire chez le rat, le poids corporel et la prise de poids corporel des femelles étaient inférieurs aux doses intermédiaires et élevées. L'écartement des membres postérieurs était réduit à dose élevée chez les deux sexes. Par ailleurs, une augmentation de l'activation a été observée chez les femelles à la dose d'essai la plus élevée. Aucune des deux études de neurotoxicité n'a révélé de modifications attribuables au traitement lors des examens macroscopiques et microscopiques de neuropathologie. Exception faite de l'effet sur le cervelet des petits dans l'étude de toxicité pour la reproduction, aucun signe d'effet neurotoxique n'est ressorti des études à doses répétées qui figuraient dans la base de données.

Les valeurs toxicologiques de référence ayant servi à l'évaluation des risques pour la santé humaine sont résumées dans l'annexe III (tableau 1). Les résultats des études toxicologiques réalisées sur les animaux de laboratoire avec le chlorimuron-éthyle sont présentés à l'annexe III (tableau 2). Un résumé des métabolites majeurs du chlorimuron-éthyle se trouve à l'annexe III (tableau 3).

Épidémiologie

L'Agricultural Health Study, une vaste étude de cohorte prospective auprès de préposés à l'application de pesticides autorisés de l'Iowa et de la Caroline du Nord, a examiné le lien entre la respiration sifflante et l'emploi de pesticides. Treize pesticides ont été associés à la respiration sifflante. Parmi les herbicides, le chlorimuron-éthyle affichait le plus haut rapport de cotes (RC = 1,62; intervalle de confiance à 95 % : 1,25 à 2,10). Les chercheurs de l'étude ont signalé que le chlorimuron-éthyle est uniquement offert sous forme de préparations sèches, ce qui favorise l'exposition par inhalation. Ils ont également indiqué leur incapacité à déterminer si le chlorimuron-éthyle lui-même ou une autre substance du produit antiparasitaire était responsable de l'association avec les symptômes de respiration sifflante (Hoppin *et al.*, 2006). Aucune autre étude scientifique publiée ne contenait de renseignements pertinents qui satisfaisaient aux critères d'inclusion dans l'évaluation des risques.

3.1.1 Caractérisation des risques selon la *Loi sur les produits antiparasitaires*

Pour l'évaluation des risques liés aux résidus pouvant être présents dans les aliments ou aux résidus de produits utilisés à l'intérieur ou autour des maisons ou des écoles, la *Loi sur les produits antiparasitaires* prescrit l'application d'un facteur additionnel de 10 aux effets de seuil afin de tenir compte de la toxicité prénatale et postnatale potentielle et du degré d'exhaustivité des données d'exposition et de toxicité relatives aux nourrissons et aux enfants. Un facteur différent peut convenir s'il s'appuie sur des données scientifiques fiables.

La base de données toxicologiques réunit tous les renseignements requis sur la toxicité pour les nourrissons et les enfants. Elle contient l'ensemble complet des études requises, y compris des études de toxicité sur le plan du développement chez le rat et le lapin, ainsi qu'une étude de toxicité pour la reproduction sur plusieurs générations chez le rat. Une étude complémentaire de toxicité pour la reproduction sur une génération chez le rat est également disponible.

En ce qui concerne la toxicité prénatale et postnatale, les études de toxicité pour le développement n'ont révélé aucun signe de sensibilité accrue des jeunes animaux par rapport à leurs parents. Cependant, des effets mineurs sur le plan du développement, une fréquence accrue des variations squelettiques ou de l'ossification, ont été observés chez les deux espèces en présence de toxicité maternelle (diminution du poids corporel ou de la prise de poids corporel). Une fréquence accrue des malformations (microphtalmie) et des résorptions complètes a été constatée en présence de toxicité maternelle dans l'étude de toxicité pour le développement chez le rat; néanmoins, ces résultats graves étaient présents à une dose 4 fois supérieure à la dose minimale entraînant un effet nocif observé (DMENO), ce qui laisse une marge de protection additionnelle d'un facteur de 4 contre ces effets. Une modification de la cellularité du cervelet a été observée chez les ratons F_{2b} à une dose toxique pour les mères (diminution du poids corporel) lors de l'étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations.

Dans l'ensemble, la base de données est suffisante pour déterminer la sensibilité des jeunes, et les effets chez les jeunes sont bien caractérisés. L'effet sur le cervelet dans l'étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations a été considéré comme un critère d'effet grave, quoique les préoccupations soulevées étaient modérées par la présence d'une toxicité maternelle. Par conséquent, le facteur de 10 requis par la *Loi sur les produits antiparasitaires* a été ramené à 3 pour les scénarios dans lesquels le point de départ reposait sur ce critère d'effet. Pour les scénarios d'exposition qui se rapportaient à d'autres sous-populations, notamment les enfants, le risque était considéré comme étant bien caractérisé, et le facteur requis par la *Loi sur les produits antiparasitaires* a été ramené à 1.

3.2 Évaluation de l'exposition par le régime alimentaire et des risques connexes

Dans une évaluation de l'exposition par le régime alimentaire, l'ARLA détermine la quantité de résidus de pesticides, y compris les résidus dans le lait et la viande, qui peut être ingérée dans le régime alimentaire quotidien. On inclut également dans cette évaluation l'exposition possible au chlorimuron-éthyle dans les aliments importés qui peuvent avoir été traités avec ce produit. Ces évaluations sont faites en fonction de l'âge et tiennent compte des différentes habitudes de consommation de la population à différentes étapes de la vie (nourrissons, enfants, adolescents,

adultes et aînés). Par exemple, elle prend en considération des différences dans les profils d'alimentation des enfants comme leurs préférences alimentaires, et le fait qu'ils consomment davantage de nourriture proportionnellement à leur poids corporel que les adultes. Ensuite, le risque lié au régime alimentaire est calculé en combinant l'évaluation de l'exposition et celle de la toxicité. Lorsque l'exposition est faible, une toxicité élevée ne signifie pas nécessairement que le risque est élevé. À l'inverse, un pesticide faiblement toxique peut poser un risque si l'exposition à ce produit est élevée.

L'ARLA envisage de limiter l'utilisation d'un pesticide lorsque l'exposition dépasse 100 % de la dose de référence. Le Document de principes SPN2003-03 de l'ARLA, *Évaluation de l'exposition aux pesticides contenus dans les aliments – Guide de l'utilisateur*, présente en détail les méthodes d'évaluation des risques de toxicité aigüe et chronique, ainsi que des risques de cancer.

Il y avait suffisamment de renseignements pour évaluer adéquatement les risques liés à l'exposition au chlorimuron-éthyle par le régime alimentaire. L'exposition aigüe et chronique par le régime alimentaire et les évaluations des risques connexes ont été établies à l'aide du programme Dietary Exposure Evaluation Model – Food Commodity Intake Database™ (DEEM–FCID™; version 4.02, 05-10-c), qui intègre les données sur la consommation alimentaire obtenues par l'enquête américaine National Health and Nutrition Examination Survey/What We Eat in America (NHANES/WWEIA) pour les années 2005 à 2010, disponible par l'intermédiaire du National Center for Health Statistics des Centers for Disease Control and Prevention. On trouvera plus de détails sur les données de consommation dans le Document de principes SPN2014-01, *Paramètres des facteurs d'exposition généraux utilisés pour les évaluations de l'exposition alimentaire, professionnelle et résidentielle*. Pour plus de plus amples renseignements sur les évaluations des risques alimentaires ou sur la chimie des résidus ayant servi à l'évaluation de ces risques, consulter les annexes IV et V.

3.2.1 Détermination de la dose aigüe de référence

Toutes les populations

Pour estimer le risque lié à une exposition aigüe par le régime alimentaire, l'étude de toxicité pour le développement par gavage chez le rat et une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 30 mg/kg p.c./j ont été retenues. À la DMENO maternelle de 150 mg/kg p.c./j, une diminution de la prise de poids corporel a été observée dans les deux jours qui ont suivi l'administration de la dose; l'étude est par conséquent pertinente aux fins de l'évaluation du risque de toxicité aigüe. Les facteurs d'incertitude habituels ont été appliqués, soit 10 pour l'extrapolation interspécifique, et 10 pour la variabilité intraspécifique. Comme il est mentionné à la section 3.1.1, Caractérisation des risques selon la *Loi sur les produits antiparasitaires*, le facteur prescrit par la loi a été ramené à 1 pour ce scénario, ce qui donne un facteur d'évaluation global (FEG) de 100.

La dose aigüe de référence (DARf) est calculée selon l'équation suivante :

$$\text{DARf (population générale)} = \frac{\text{DSENO}}{\text{FEG}} = \frac{30 \text{ mg/kg p.c.}}{100} = 0{,}3 \text{ mg/kg p.c. de chlorimuron-éthyle}$$

La DARf offre une marge de 500 par rapport à la DSENO de 150 mg/kg p.c./j pour la microphtalmie et les résorptions complètes dans l'étude de toxicité pour le développement chez le rat.

3.2.2 Évaluation de l'exposition aigüe par le régime alimentaire et des risques connexes

Le risque de toxicité aigüe par le régime alimentaire a été calculé d'après la plus forte dose de chlorimuron-éthyle susceptible d'être ingérée en une journée, et d'après les données sur la consommation d'aliments et d'eau potable et sur les résidus dans les aliments et l'eau potable. La consommation attendue de résidus est comparée à la DARf, c'est-à-dire la dose à laquelle une personne pourrait être exposée pendant une journée sans craindre d'effets nocifs sur sa santé. Lorsque la quantité prévue de résidus ingérés est inférieure à la DARf, l'exposition aigüe par le régime alimentaire n'est pas préoccupante.

L'évaluation de l'exposition aigüe par le régime alimentaire et des risques connexes a été réalisée pour la population générale et tous les sous-groupes de la population. L'analyse de l'exposition aigüe a été faite à l'aide des valeurs de résidus provenant des limites maximales de résidus et des tolérances. Le pourcentage estimatif de cultures traitées n'a pas été pris en compte. La part de l'exposition attribuable à l'eau potable a été déterminée par l'incorporation directe de la concentration prévue dans l'environnement (CPE) appropriée, obtenue par modélisation (voir la section 3.3), dans le modèle DEEM. Les facteurs de transformation par défaut du modèle DEEM ont été appliqués. Les facteurs de transformation expérimentaux ont été utilisés lorsque les valeurs excédaient les facteurs de transformation par défaut du modèle DEEM.

Les estimations de l'exposition aigüe par le régime alimentaire (aliments et eau potable), au 95^{e} centile, représentent environ 0,3 % de la DARf pour la population générale et vont de 0,24 % (pour les jeunes de 13 à 19 ans et les adultes de 50 ans et plus) à 1 % de la DARf (pour tous les nourrissons). Par conséquent, elles ne sont pas préoccupantes.

3.2.3 Détermination de la dose journalière admissible

Pour estimer le risque lié à une exposition répétée par le régime alimentaire, l'ARLA a choisi l'étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations chez le rat, dans laquelle la DSENO pour les descendants était de 13 mg/kg p.c./j. À la DMENO chez les descendants, soit 140 mg/kg p.c./j, les petits F_{2b} présentaient une diminution de la cellularité de la couche granulaire interne et une augmentation de la cellularité de la couche germinale externe du cervelet au JPN 22. Les facteurs d'incertitude habituels ont été appliqués, soit 10 pour l'extrapolation interspécifique et 10 pour la variabilité intraspécifique. Comme mentionné dans la section Caractérisation des risques selon la *Loi sur les produits antiparasitaires*, le facteur de 10 requis par la *Loi sur les produits antiparasitaires* a été ramené à 3 lorsque l'évaluation des risques reposait sur cette étude. Le FEG est donc de 300.

La dose journalière admissible (DJA) est calculée selon l'équation suivante :

$$\text{DJA} = \frac{\text{DSENO}}{\text{FEG}} = \frac{13 \text{ mg/kg p.c./j}}{300} = 0{,}04 \text{ mg/kg p.c./j de chlorimuron-éthyle}$$

La DJA offre une marge de protection de 3 750 par rapport à la DSENO pour les malformations et les résorptions complètes observées dans l'étude de toxicité pour le développement chez le rat, de même qu'une marge de protection de 4 000 par rapport à la DSENO établie dans l'étude d'oncogénicité de 18 mois chez la souris, qui était la dose d'essai la plus élevée, quoique la dose maximale tolérée n'ait pas été déterminée.

3.2.4 Évaluation de l'exposition chronique par le régime alimentaire et des risques connexes

Le risque lié à l'exposition chronique par le régime alimentaire a été calculé à partir de la consommation moyenne de divers aliments et d'eau potable et des concentrations moyennes de résidus dans ces aliments et l'eau potable. Cette exposition estimée a ensuite été comparée à la DJA. Lorsque l'exposition estimée est inférieure à la DJA, l'exposition chronique par le régime alimentaire n'est pas préoccupante.

L'analyse de l'exposition chronique a été faite à l'aide des valeurs de résidus provenant des limites maximales de résidus et des tolérances. L'estimation des résidus dans la culture et du pourcentage de cultures traitées n'a pas été prise en compte. La part de l'exposition attribuable à l'eau potable a été déterminée par l'incorporation directe de la CPE appropriée, obtenue par modélisation (voir la section 3.3), dans le modèle DEEM. Les facteurs de transformation par défaut du modèle DEEM ont été appliqués. Les facteurs de transformation expérimentaux ont été utilisés lorsque les valeurs excédaient les facteurs de transformation par défaut du modèle DEEM.

L'estimation de l'exposition chronique par le régime alimentaire (aliments et eau) représente environ 0,9 % de la DJA pour la population générale. Les estimations de l'exposition chronique dans les sous-groupes de la population se situent entre 0,6 % pour les jeunes de 13 à 19 ans et 3,1 % de la DJA pour tous les nourrissons. Par conséquent, l'exposition chronique aux résidus de chlorimuron-éthyle dans les aliments et l'eau potable n'est pas préoccupante.

3.2.5 Détermination de l'excès de risque unitaire

Aucun signe d'oncogénicité n'a été observé chez le rat ou la souris; cependant, la dose administrée aux souris n'était pas considérée comme adéquate. Comme il a déjà été mentionné, les valeurs toxicologiques de référence retenues pour l'évaluation du risque offrent une marge adéquate par rapport à la dose d'essai la plus élevée dans l'étude d'oncogénicité chez la souris, laquelle correspondait à la DSENO.

3.3 Exposition liée à l'eau potable

Les résidus de chlorimuron-éthyle dans les sources possibles d'eau potable ont été estimés par modélisation, de la manière décrite ci-dessous.

3.3.1 Concentrations dans l'eau potable

Le chlorimuron-éthyle étant homologué en vue d'une utilisation sur le soja, une plante de grande culture, la modélisation des CPE de résidus de chlorimuron-éthyle dans les sources d'eau potable était requise. Les CPE ont été déterminées pour les résidus combinés de chlorimuron-éthyle, de sulfamide (IN-B4450), pyrimidine-amine (IN-N6186), de diméthyl-chlorimuron-éthyle (IN-L8330) et de déchloro-chlorimuron-éthyle dans les sources possibles d'eau potable. Les CPE dans les eaux de surface ont été calculées à l'aide du modèle Pesticide in Water Calculator, pour un scénario standard de niveau 1, c'est-à-dire un petit réservoir adjacent à une terre agricole. Les CPE dans les eaux souterraines étaient établies en fonction de la CPE la plus élevée parmi plusieurs scénarios correspondant à différentes régions du Canada. Tous les scénarios couvraient une période de 50 ans. Le profil d'emploi retenu était une seule application de 9 g p.a./ha. Les CPE obtenues grâce à cette évaluation de niveau 1 ont été calculées à l'aide de données prudentes en ce qui a trait à la dose et au moment d'application, ainsi qu'aux scénarios géographiques. Ces CPE devraient permettre, dans l'avenir, d'étendre l'utilisation à d'autres cultures avec la même dose et la même méthode d'application.

La CPE quotidienne maximale dans les eaux souterraines de 0,015 ppm et la CPE moyenne annuelle de 0,015 ppm de chlorimuron-éthyle ont été utilisées dans les évaluations de l'exposition aigüe et chronique par le régime alimentaire, respectivement (voir la section Évaluation environnementale du présent document pour de plus amples renseignements).

3.3.2 Évaluation de l'exposition liée à l'eau potable et des risques connexes

Les estimations de l'exposition liée à la consommation d'eau potable ont été combinées aux estimations de l'exposition liée à la consommation d'aliments en incorporant directement les CPE ponctuelles dans l'évaluation de l'exposition par le régime alimentaire (aliments et eau). Consulter les sections 3.2.2 et 3.2.4 pour obtenir des précisions à ce sujet.

3.4 Évaluation de l'exposition professionnelle et des risques connexes

Les risques liés à l'exposition professionnelle sont évalués en comparant les expositions possibles au critère d'effet toxicologique le plus pertinent, parmi ceux tirés des études toxicologiques, afin de calculer la marge d'exposition (ME). Cette ME est comparée à une ME cible qui intègre des facteurs d'incertitude destinés à protéger la sous-population la plus sensible. Si la ME calculée est inférieure à la ME cible, cela ne signifie pas nécessairement que l'exposition causera des effets nocifs, mais des mesures seraient alors requises pour réduire les risques.

3.4.1 Choix des critères d'effet toxicologique pour l'évaluation du risque professionnel

3.4.1.1 Exposition à court terme par voie cutanée et par inhalation

L'évaluation des risques liés à l'exposition professionnelle à court et à moyen terme par voie cutanée et par inhalation a reposé sur la DSENO chez les petits de 13 mg/kg p.c./j, établie dans l'étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations chez le rat. La toxicité pour les petits observée dans cette étude incluait une diminution de la cellularité de la couche granulaire interne et une augmentation de la cellularité de la couche germinale externe du cervelet chez les petits F_{2b} au JPN 22. Les populations de travailleurs peuvent comprendre des femmes enceintes ou qui allaitent, de sorte que ces critères d'effet sont jugés convenables pour l'évaluation des risques professionnels. L'étude de 21 jours sur la toxicité cutanée chez le rat n'a pas évalué le critère d'effet toxicologique préoccupant, à savoir les effets sur le développement des petits après l'exposition prénatale ou postnatale. Aucune étude de toxicité par inhalation à doses répétées n'était disponible.

La ME cible pour ces scénarios est de 300, ce qui comprend les facteurs d'incertitude habituels de 10 pour l'extrapolation interspécifique et de 10 pour la variabilité intraspécifique, de même qu'un facteur d'incertitude supplémentaire de 3 pour les raisons décrites dans la section Caractérisation des risques selon la *Loi sur les produits antiparasitaires*. L'ARLA considère que le choix de cette étude et de cette ME protège adéquatement tous les segments de la population, y compris les nourrissons allaités et les enfants à naître des travailleuses exposées.

3.4.1.2 Évaluation du risque de cancer

Il n'y avait pas de signe d'oncogénicité chez le rat ou la souris; cependant, la dose administrée aux souris n'était pas considérée comme adéquate. Comme il a déjà été mentionné, les valeurs toxicologiques de référence retenues pour l'évaluation du risque offrent une marge adéquate par rapport à la dose d'essai la plus élevée dans l'étude d'oncogénicité chez la souris qui correspondait à la DSENO.

3.4.1.3 Absorption cutanée

La documentation et les renseignements fournis par le titulaire ne contiennent pas de données sur l'absorption cutanée. Une absorption cutanée de 100 % a été présumée aux fins de la présente évaluation du risque.

3.4.2 Évaluation de l'exposition professionnelle et des risques connexes

Les travailleurs peuvent être exposés au chlorimuron-éthyle lors du mélange, du chargement ou de l'application du pesticide et lorsqu'ils entrent dans des sites traités pour s'acquitter de tâches telles que le dépistage des organismes nuisibles.

3.4.2.1 Évaluation de l'exposition des préposés au mélange, au chargement et à l'application et des risques connexes

Les préposés au mélange, au chargement et à l'application peuvent être exposés au chlorimuron-éthyle. Les scénarios suivants ont été étudiés :

- Mélange ou chargement à découvert de produits offerts sous forme de granulés mouillables ou de pâte granulée
- Application de liquides au moyen d'une rampe de pulvérisation montée sur un tracteur à cabine ouverte

Compte tenu du nombre d'applications et du moment de l'application, les travailleurs qui appliquent du chlorimuron-éthyle subiraient généralement une exposition à court terme (< 30 jours).

L'exposition des personnes manipulant le produit a été estimée en fonction de l'équipement de protection individuelle suivant :

- Équipement de protection individuelle de base : vêtement à manches longues, pantalon long et gants à l'épreuve des produits chimiques.

L'exposition par voie cutanée et par inhalation a été estimée à l'aide des données de l'Agricultrual Handler Exposure Task Force. Créée en 2001, l'Agricultrual Handler Exposure Task Force devait fournir des données sur l'exposition générale plus récentes que celles contenues dans la Pesticide Handlers Exposure Database, version 1.1.

Les estimations de l'exposition des préposés au mélange, au chargement et à l'application sont fondées sur les meilleures données disponibles au moment de l'évaluation. Les ME correspondant aux différentes voies d'exposition pour les préposés au mélange, au chargement et à l'application sur des cultures agricoles sont précisées à l'annexe IV (tableau 1). En ce qui concerne les préposés au mélange, au chargement et à l'application du chlorimuron-éthyle, les ME associées à l'exposition par voie cutanée, par inhalation et combinée (exposition totale par voie cutanée et par inhalation) dépassent les ME cibles pour tous les scénarios et ne sont pas préoccupantes.

3.4.2.2 Évaluation de l'exposition des travailleurs après traitement et des risques connexes

Les risques professionnels liés à l'exposition après traitement ont été évalués selon l'exposition des travailleurs qui entrent sur des sites traités pour y effectuer des activités agronomiques comportant un contact foliaire (par exemple, dépistage). Compte tenu du profil d'emploi, il existe un risque d'exposition à court terme (< 30 jours) aux résidus de chlorimuron-éthyle pour les travailleurs après un traitement.

Les coefficients de transfert (CT) propres aux activités de l'Agricultural Re-entry Task Force ont servi à estimer l'exposition après l'application résultant du contact avec le feuillage traité à

divers moments. Le CT est un facteur représentatif de l'exposition des travailleurs aux résidus à faible adhérence. Les CT sont propres à une combinaison culture-activité donnée (comme la récolte manuelle des pommes ou le dépistage des insectes nuisibles dans les cultures de maïs en fin de saison) et tiennent compte de la tenue vestimentaire que portent habituellement les travailleurs agricoles adultes. Les activités qui entraînent une exposition après traitement sont notamment le dépistage des organismes nuisibles et le désherbage manuel.

Les résidus foliaires à faible adhérence (RFFA) représentent la quantité de résidus pouvant être délogés ou transférés d'une surface, comme les feuilles d'une plante. Aucune étude sur les résidus foliaires à faible adhérence associés à la substance n'a été soumise à l'ARLA pour la réévaluation du chlorimuron-éthyle; par conséquent, les paramètres par défaut suivants ont été utilisés :

- Une valeur maximale par défaut correspondant à 25 % de la dose d'application et un taux de dissipation de 10 % par jour.

Des délais de sécurité sont calculés afin de déterminer le temps minimal d'attente requis avant que les travailleurs agricoles puissent retourner sur des sites traités. Le délai de sécurité correspond au temps requis pour que les quantités de résidus diminuent à une concentration à laquelle la réalisation d'une activité précise entraînera une exposition acceptable (supérieure à la ME cible).

L'ARLA se préoccupe avant tout des possibilités d'exposition cutanée des travailleurs qui réalisent des activités après traitement dans des cultures traitées par pulvérisation foliaire. Étant donné la pression de vapeur du chlorimuron-éthyle, une exposition par inhalation ne devrait pas être préoccupante si le délai de sécurité minimum de 12 heures est respecté.

Les ME cutanées calculées pour l'exposition après traitement des travailleurs au chlorimuron-éthyle dans les cultures commerciales dépassent les ME cibles et ne sont pas préoccupantes. Le délai de sécurité a été établi à la valeur minimale habituelle de 12 heures pour toutes les activités effectuées après l'application. Les données de l'évaluation de l'exposition après traitement sont présentées à l'annexe IV (tableau 2).

3.4.3 Évaluation des risques globaux

Des critères d'effet globaux n'étaient pas requis, car il n'y a pas d'usage domestique.

3.4.4 Évaluation des effets cumulatifs

La *Loi sur les produits antiparasitaires* exige que l'ARLA tienne compte de l'exposition cumulative aux pesticides présentant un mécanisme commun de toxicité. En ce qui concerne la présente réévaluation, l'ARLA n'a pas trouvé de renseignements selon lesquels le chlorimuron-éthyle partage un mécanisme de toxicité commun avec d'autres produits antiparasitaires. Par conséquent, aucune évaluation des effets cumulatifs n'est requise pour le moment.

3.5 Déclarations d'incident concernant la santé humaine ou les animaux domestiques

En date du 23 juin 2017, un incident survenu chez l'humain, un incident survenu chez un animal domestique et 3 défaillances de l'emballage mettant en cause le chlorimuron-éthyle avaient été déclarés à l'ARLA. L'incident chez l'humain s'est produit aux États-Unis et concernait le décès d'une personne après l'exposition à un produit contenant du chlorimuron-éthyle et d'autres principes actifs. Il a été jugé improbable que les effets signalés découlent de l'exposition au produit. Aux États-Unis, un incident chez un animal domestique a été déclaré : un âne aurait ingéré le produit, mais en l'absence de témoin de l'exposition, l'existence d'un lien de causalité n'a pu être évaluée. Il n'y a pas eu de blessure ou d'exposition lors des incidents concernant des défaillances d'emballage.

Ces déclarations d'incident ne justifient la prise d'aucune mesure additionnelle.

4.0 Évaluation environnementale

4.1 Devenir et comportement dans l'environnement

Un résumé des données sur le devenir du chlorimuron-éthyle dans l'environnement se trouve à l'annexe VII (tableau 1).

Habitat terrestre

Le chlorimuron-éthyle pénètre dans l'environnement terrestre lorsqu'il est utilisé comme herbicide sur différentes cultures. D'après ses propriétés physiques et chimiques, le chlorimuron-éthyle est très soluble dans l'eau, et il ne devrait pas se volatiliser en conditions naturelles ou à partir d'un sol humide ou de la surface d'un plan d'eau. Le chlorimuron-éthyle ne devrait pas persister dans l'atmosphère, et il ne devrait pas être transporté sur de longues distances. L'hydrolyse est la principale voie de dissipation quand le pH est inférieur à 7, et la phototransformation sur le sol pourrait aussi favoriser la dissipation du chlorimuron-éthyle dans l'environnement. Les études sur la dissipation foliaire indiquent que le temps de dissipation à 50 % (TD_{50}) du chlorimuron-éthyle varie entre 5,57 et 15 jours.

Selon l'évaluation de la mobilité (adsorption/désorption, chromatographie sur couche mince du sol, lessivage sur colonnes de sol, critères de Cohen et indice d'ubiquité dans les eaux souterraines, études de la dissipation au champ et en laboratoire), le chlorimuron-éthyle et ses principaux produits de transformation peuvent être mobiles dans le sol et, de ce fait, sont susceptibles d'atteindre les eaux souterraines par lessivage. Les études en laboratoire sur la biotransformation anaérobie indiquent que le chlorimuron-éthyle et ses produits de transformation sont non persistants ou modérément persistants dans le sol. L'ARLA n'a reçu aucune étude canadienne valide sur la dissipation au champ. Une étude de la dissipation au champ réalisée dans quatre sols d'écorégions non équivalentes, situées aux États-Unis, contredit les données de l'étude en laboratoire. L'étude américaine indique que le chlorimuron-éthyle est légèrement persistant dans le sol et qu'il n'est pas mobile, se retrouvant généralement dans les horizons supérieurs (profondeur de 0 à 10 cm). En l'absence d'études au champ menées dans des écorégions équivalentes à celles du Canada, la présente évaluation a été réalisée au moyen des

données sur le devenir en laboratoire, selon lesquelles la persistance serait modérée et la mobilité serait possible dans le sol.

Le potentiel de lessivage du chlorimuron-éthyle est étayé par les résultats de la modélisation des eaux souterraines, selon lesquels une faible concentration de résidus devrait se retrouver dans les eaux souterraines (voir la section sur la surveillance de l'eau pour de plus amples renseignements). Cependant, le chlorimuron-éthyle n'est pas détecté dans les eaux souterraines au Canada, et les études de surveillance aux États-Unis indiquent que le chlorimuron-éthyle est rarement détecté dans les eaux souterraines, moins de 1 % de tous les échantillons contenant une quantité détectable de chlorimuron-éthyle (11 échantillons sur 10 468).

Il ne devrait pas y avoir de bioaccumulation du chlorimuron-éthyle dans les organismes terrestres, à la lumière des études menées chez le crapet arlequin et le rat, ainsi que de la faible valeur du log K_{oe}, soit 0,11.

Habitat aquatique

Le chlorimuron-éthyle n'est pas homologué pour l'application directe dans l'eau au Canada. Le chlorimuron-éthyle pourrait pénétrer dans les habitats aquatiques en raison de la dérive de pulvérisation et du ruissellement depuis le site traité. Lorsque le chlorimuron-éthyle se retrouve dans les habitats aquatiques, l'hydrolyse, la photolyse et la transformation microbienne devraient faire en sorte qu'il ne persiste pas dans la colonne d'eau. Un produit de transformation, le diméthyl-chlorimuron-éthyle, devrait être persistant et se distribuer dans les sédiments. L'hydrolyse devrait contribuer fortement à la dissipation du chlorimuron-éthyle de la colonne d'eau aux conditions de pH inférieur à 7 présentes dans l'environnement. La phototransformation du chlorimuron-éthyle dans l'eau ne devrait pas constituer une voie de dissipation importante. Le chlorimuron-éthyle est légèrement ou modérément persistant dans les habitats aquatiques naturels en conditions anaérobies ou aérobies, respectivement.

Les données de surveillance disponibles indiquent que le chlorimuron-éthyle est détecté dans les eaux de surface (9 % des échantillons canadiens; concentration maximale de 0,162 µg/L). Bien que le chlorimuron-éthyle soit rarement détecté dans les eaux de surface canadiennes, ses propriétés font en sorte qu'il pourrait atteindre par lessivage les eaux souterraines.

Le chlorimuron-éthyle ne devrait pas être bioaccumulable dans les organismes vivant dans les habitats aquatiques.

4.2 Caractérisation des risques pour l'environnement

Afin d'estimer le potentiel d'effets nocifs sur les espèces non ciblées, on intègre à l'évaluation des risques environnementaux les données d'exposition environnementale et les renseignements en matière d'écotoxicologie. Pour ce faire, on compare les concentrations d'exposition aux concentrations qui causent des effets nocifs. Les concentrations prévues dans l'environnement (CPE) sont les concentrations de pesticide dans divers milieux, comme les aliments, l'eau, le sol et l'air. Les CPE sont déterminées au moyen de modèles standard qui tiennent compte de la ou des doses d'application, des propriétés chimiques et des propriétés liées au devenir dans

l'environnement, dont la dissipation du pesticide entre les traitements. Les renseignements écotoxicologiques comprennent les données de toxicité aigüe et de toxicité chronique pour divers organismes ou groupes d'organismes vivant dans les habitats terrestres et les habitats aquatiques, notamment les invertébrés, les vertébrés et les plantes. On peut modifier les critères d'effet toxicologique utilisés lors de l'évaluation des risques pour tenir compte des différences possibles dans la sensibilité des espèces ainsi que des divers objectifs de protection (c'est-à-dire la protection à l'échelle de la communauté, de la population ou de l'individu). Les données sur la toxicité du chlorimuron-éthyle sont présentées aux tableaux 1 et 2 de l'annexe VIII. Les données sur la toxicité d'autres sulfonylurées ont servi à l'évaluation des risques en l'absence de renseignements sur la toxicité du chlorimuron-éthyle (annexe VIII, du tableau 3 au tableau 7).

Les valeurs des CPE (sol et habitat aquatique) sont présentées dans les tableaux 1 et 2 de l'annexe IX.

En premier lieu, on effectue une évaluation préliminaire des risques afin de déterminer les profils d'emploi particuliers qui ne présentent aucun risque pour les organismes non ciblés, ainsi que pour identifier les groupes d'organismes pour lesquels il pourrait y avoir des risques. L'évaluation préliminaire des risques fait appel à des méthodes simples, à des scénarios d'exposition prudents et à des critères d'effet toxicologique traduisant la plus grande sensibilité. Pour caractériser le risque aigu, les valeurs traduisant une toxicité aigüe (concentration létale à 50 % [CL_{50}], dose létale à 50 % [DL_{50}] et concentration efficace à 50 % [CE_{50}]) des études de toxicité pertinentes sont divisées par un facteur d'incertitude. Ce facteur permet de tenir compte de la variabilité interspécifique et intraspécifique sur le plan de la sensibilité. Le facteur d'incertitude appliqué est donc fonction du groupe d'organismes à l'étude (par exemple, 10 pour le poisson, 2 pour les invertébrés aquatiques). La CE_{50} est la concentration effective censée produire un effet sur 50 % de la population à l'étude. De même, la CL_{50} et la DL_{50} sont la concentration létale et la dose létale qui devraient entraîner la mort de 50 % de la population à l'étude. Pour évaluer les risques d'effets chroniques, on utilise la concentration sans effet observé (CSEO) ou la dose sans effet observé, sans appliquer de facteur d'incertitude.

Pour intégrer les données d'exposition environnementale et les renseignements en matière d'écotoxicologie, on compare les concentrations d'exposition aux concentrations qui causent des effets nocifs, afin de calculer un quotient de risque (QR). Le QR est calculé en divisant l'exposition estimée par une valeur toxicologique appropriée (QR = exposition/[toxicité/facteur d'incertitude]). On compare ensuite ce QR au niveau préoccupant (NP; tableaux 1 à 14 de l'annexe X). Le NP est égal à 1 pour tous les organismes, à l'exception des abeilles (NP aigu = 0,4) et des arthropodes terrestres utiles (NP = 2).

Si le QR issu de l'évaluation préliminaire est inférieur au NP, les risques sont alors jugés négligeables et aucune autre caractérisation des risques n'est nécessaire. Un QR supérieur au NP donne lieu à une « présomption de risque ». Une évaluation approfondie des effets, de l'exposition et des risques peut alors être effectuée, afin de mieux caractériser les risques potentiels dans l'environnement. L'évaluation des risques peut être approfondie jusqu'à ce que les risques soient suffisamment caractérisés ou qu'ils ne puissent plus être caractérisés davantage.

4.2.1 Risques pour les organismes terrestres non ciblés

Aux fins de l'évaluation des risques, les critères d'effet toxicologique établis pour l'espèce la plus sensible ont servi de valeurs de substitution pour l'ensemble des espèces susceptibles d'être exposées à la suite d'un traitement au chlorimuron-éthyle. L'évaluation des risques a été réalisée au moyen de renseignements sur la toxicité du chlorimuron-éthyle ou de valeurs de substitution se rapportant à d'autres sulfonylurées (en l'absence de renseignements propres au chlorimuron-éthyle).

Selon l'évaluation préliminaire, les risques pour les lombrics, les abeilles, les prédateurs, les oiseaux et les mammifères sauvages ne sont pas préoccupants (annexe X, tableaux 1 à 5). Cependant, des risques possibles pour les végétaux terrestres ont été relevés (annexe X, tableau 6). Étant un herbicide, le chlorimuron-éthyle est relativement toxique pour les plantes vasculaires terrestres. Des zones tampons terrestres sont proposées pour protéger les végétaux non ciblés contre la dérive de pulvérisation (annexe XII).

4.2.2 Risques pour les organismes aquatiques non ciblés

Un résumé des données sur la toxicité pour les organismes aquatiques se trouve au tableau 7 de l'annexe X. Les risques ne sont pas préoccupants pour les invertébrés d'eau douce, les poissons d'eau douce, les invertébrés estuariens ou marins et les poissons estuariens ou marins (annexe X, tableau 7, tableau 8, tableau 10 et tableau 11). Toutefois, des risques potentiels ont été déterminés pour les algues vertes et les plantes vasculaires d'eau douce (annexe X, tableau 9). L'évaluation approfondie a indiqué qu'il n'y avait pas de risque préoccupant pour ces organismes d'eau douce (annexe X, tableau 12).

Évaluation du risque lié au ruissellement

Les organismes aquatiques peuvent également être exposés au chlorimuron-éthyle si le produit est entraîné par ruissellement dans un plan d'eau. Les modèles couplés PRZM (Pesticide Root Zone Model) et EXAMS (Exposure Analysis Modeling System) ont permis de prédire les CPE découlant du ruissellement du chlorimuron-éthyle après l'application. Les QR calculés pour une exposition aigüe liée au ruissellement dépassent le NP pour les algues et la lenticule bossue aux CPE les plus élevées (QR de 1,28 et 4,80, respectivement), et pour la lenticule bossue seulement aux CPE les plus faibles (QR de 1,28) (annexe V, tableau 13).

Caractérisation approfondie des risques à l'aide de données de surveillance de l'eau douce au Canada

Les données relatives au chlorimuron-éthyle étaient suffisantes pour la réalisation d'une évaluation des risques à l'aide de données de surveillance. Le NP était dépassé pour les algues et la lenticule bossue lorsqu'une valeur prudente, la concentration maximale issue des données des États-Unis (0,852 µg/L), était utilisée. Le NP était légèrement dépassé pour la lenticule bossue seulement lorsque la concentration maximale provenant des données de surveillance canadiennes (0,162 µg/L) était utilisée (annexe V, tableau 14). L'ARLA propose l'ajout de mentions de danger sur les étiquettes de produit afin de réduire le ruissellement (annexe I).

4.3 Déclarations d'incident touchant l'environnement

Au 30 octobre 2017, aucun incident environnemental mettant en cause le chlorimuron-éthyle n'avait été déclaré à l'ARLA.

5.0 Valeur

5.1 Valeur du chlorimuron-éthyle

Le chlorimuron-éthyle est homologué exclusivement pour la suppression en postlevée des mauvaises herbes à feuilles larges dans les cultures de soja de l'Est du Canada. Il possède une activité résiduelle d'élimination des mauvaises herbes, et est utilisé pour le brûlage en présemis pour l'ensemble des variétés de soja ou comme traitement en postlevée sur le soja tolérant au glyphosate. Il est également utilisé seul sur le soja conventionnel (non génétiquement modifié ou à identité préservée). Ces utilisations font du chlorimuron-éthyle un élément essentiel d'un programme global de lutte contre les mauvaises herbes dans les cultures de soja.

6.0 Considérations relatives à la politique sur les produits antiparasitaires

6.1 Considérations relatives à la Politique de gestion des substances toxiques

La Politique de gestion des substances toxiques est une politique du gouvernement fédéral visant à offrir des orientations sur la gestion des substances préoccupantes qui sont rejetées dans l'environnement. Dans le cadre de l'examen, le chlorimuron-éthyle et ses produits de transformation ont été évalués conformément à la Directive d'homologation DIR99-03 de l'ARLA et en fonction des critères de la voie 1 de cette politique. L'ARLA a tiré les conclusions suivantes :

Le chlorimuron-éthyle ne répond pas aux critères de la voie 1 et n'est donc pas considéré comme une substance de la voie 1. Voir le tableau 1 de l'annexe XI pour une comparaison avec les critères de la voie 1.

Le chlorimuron-éthyle ne devrait pas entraîner la formation d'un produit de transformation qui réponde à l'ensemble des critères définissant les substances de la voie 1.

L'utilisation du chlorimuron-éthyle ne devrait pas donner lieu à l'introduction dans l'environnement de substances de la voie 1 au sens de la Politique de gestion des substances toxiques.

6.2 Produits de formulation et contaminants préoccupants pour la santé ou l'environnement

Dans le cadre de l'évaluation, les contaminants présents dans le produit de qualité technique et les produits de formulation ainsi que les contaminants présents dans les préparations commerciales sont recherchés dans la *Liste des formulants et des contaminants de produits antiparasitaires qui soulèvent des questions particulières en matière de santé ou d'environnement* tenue à jour dans la *Gazette du Canada*[1]. Cette liste, utilisée conformément à l'Avis d'intention NOI2005-01[2] de l'ARLA, est fondée sur les politiques et la réglementation en vigueur, notamment les Directives d'homologation DIR99-03 et DIR2006-02[3], et tient compte du *Règlement sur les substances appauvrissant la couche d'ozone* (1998) pris en application de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (substances désignées par le Protocole de Montréal). L'ARLA a tiré les conclusions suivantes :

Le chlorimuron-éthyle de qualité technique, les préparations commerciales connexes et les autres préparations à usage domestique de chlorimuron-éthyle ne contiennent aucun des produits de formulation préoccupants pour la santé ou pour l'environnement mentionnés dans la *Gazette du Canada.*

L'utilisation de produits de formulation dans les produits antiparasitaires homologués est évaluée de manière continue dans le cadre des initiatives de l'ARLA en matière de produits de formulation et conformément à la Directive d'homologation DIR2006-02[4].

7.0 Conclusions de l'évaluation scientifique

Le chlorimuron-éthyle est un herbicide important, qui est utilisé dans les cultures de soja de l'Est du Canada pour la suppression de diverses mauvaises herbes à feuilles larges.

En ce qui concerne la santé humaine, afin de protéger les travailleurs qui pénètrent dans les sites traités, un délai de sécurité de 12 heures est proposé pour les utilisations agricoles. Afin de protéger les tierces personnes, l'ARLA propose un énoncé normalisé indiquant d'appliquer le

---

1 *Gazette du Canada*, Partie II, volume 139, numéro 24, TR/2005-114 (2005-11-30), pages 2641 à 2643 : *Liste des formulants et des contaminants de produits antiparasitaires qui soulèvent des questions particulières en matière de santé ou d'environnement*, et arrêté modifiant cette liste dans la *Gazette du Canada*, Partie II, volume 142, numéro 13, TR/2008-67 (2008-06-25), pages 1611 à 1613. Partie 1 – *Formulants qui soulèvent des questions particulières en matière de santé ou d'environnement*, Partie 2 – *Formulants allergènes reconnus pour provoquer des réactions de type anaphylactique et qui soulèvent des questions particulières en matière de santé ou d'environnement* et Partie 3 – *Contaminants qui soulèvent des questions particulières en matière de santé ou d'environnement.*

2 NOI2005-01, *Liste des formulants et des contaminants de produits antiparasitaires qui soulèvent des questions particulières en matière de santé ou d'environnement en vertu de la nouvelle* Loi sur les produits antiparasitaires.

3 DIR2006-02, *Politique sur les produits de formulation et document d'orientation sur sa mise en œuvre.*

4 DIR2006-02, *Politique sur les produits de formulation et document d'orientation sur sa mise en œuvre.*

produit uniquement lorsque la possibilité de dérive vers des aires d'habitation ou d'activités humaines, comme des maisons, des chalets, des écoles ou des sites récréatifs, est minime.

Il est peu probable que le chlorimuron-éthyle pose des risques préoccupants pour l'environnement lorsqu'il est employé conformément au mode d'emploi proposé sur l'étiquette. Le mode d'emploi proposé comprend des avertissements supplémentaires ou mis à jour et définit les zones tampons de pulvérisation.

Liste des abréviations

↑	augmentation
↓	diminution
°C	degré Celsius
µg	microgramme
A/G	albumine/globuline
AC	absorption cutanée
ALT	alanine aminotransférase
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
AST	aspartate aminotransférase
Ca	calcium
CA	consommation alimentaire
CE_{50}	concentration entraînant un effet à 50 % de la population
CGMH	concentration globulaire moyenne en hémoglobine
CHE	chlorimuron-éthyle
Cl	chlore
CL_{50}	concentration létale à 50 %
cm^2	centimètres carrés
cm^2/h	centimètres carrés par heure
CODO	code de données
CPE	concentration prévue dans l'environnement
CPLHP-EPD	chromatographie en phase liquide à haute performance avec un détecteur électronique de photoconductivité
CPLHP-UV	chromatographie en phase liquide à haute performance avec détection à l'ultraviolet
CSEO	concentration sans effet observé
CSPO	cinétique simple de premier ordre
CT	coefficient de transfert
CU	catégorie d'utilisation
DAL_{50}	dose d'application létale à 50 %
DARf	dose aigüe de référence
DF	pâte granulée
DJA	dose journalière admissible
DL_{50}	dose létale à 50 %
DMENO	dose minimale entraînant un effet nocif observé
DMT	dose maximale tolérée
DS	délai de sécurité
DSENO	dose sans effet nocif observé
DSEO	dose sans effet observé
EA	efficacité alimentaire
EJE	exposition journalière estimée
EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
EXAMS	Exposure Analysis Modeling System
F_0	génération parentale
F_1	descendants de la première génération
$F_{1a, b}$	descendants de la première génération de deux portées consécutives, a = première et b = deuxième
F_2	descendants de la deuxième génération
$F_{2a, b}$	descendants de la deuxième génération de deux portées consécutives, a = première et b = deuxième

g	gramme
GR	globule rouge
H	constante de la loi d'Henry
h	heure
ha	hectare
Hb	hémoglobine
Ht	hématocrite
IUES	indice d'ubiquité dans les eaux souterraines
JG	jour de gestation
JL	jour de lactation
JPN	jour postnatal
K+	potassium
kg	kilogramme
K_{oe}	coefficient de partage *n*-octanol–eau
L	litre
m	mètre
max.	maximum
MCA	mélange/chargement/application
ME	marge d'exposition
mg	milligramme
min	minute
mm Hg	millimètre de mercure
n.d.	non disponible
Na	sodium
NP	niveau préoccupant
p.a.	principe actif
p.c.	poids corporel
PAL	phosphatase alcaline
PAQT	principe actif de qualité technique
PC	préparation commerciale
PGST	Politique de gestion des substances toxiques
ppm	parties par million
PRZM	Pesticide Root Zone Model
QR	quotient de risque
RC	rapport de cotes
RFFA	résidus foliaires à faible adhérence
STJ	superficie traitée par jour
SU	sulfonylurées
$t_{1/2}$	demi-vie
TD_{50}	temps de dissipation à 50 % de la concentration initiale
TGI	tractus gastro-intestinal
TGMH	teneur globulaire moyenne en hémoglobine
TIA	taux d'ingestion alimentaire
VGM	volume globulaire moyen
WG	granulés mouillables

Annexe I Produits contenant du chlorimuron-éthyle homologués au Canada, à l'exclusion des produits abandonnés et des produits dont l'abandon a été demandé, en date du 31 mars 2017, d'après la base de données du Système électronique de réglementation des pesticides

Numéro d'homologation	Catégorie de mise en marché	Titulaire (code)	Nom du produit	Type de préparation	Contenu net	Garantie
25433	À usage commercial	E.I. Du Pont Canada Company	Herbicide classique 25 DF	Granulés mouillables	36 à 18 000 g (1 à 500 × sacs hydrosolubles de 36 g)	25 %
25784			Herbicide Reliance STS Toss-N-Go		171,2 g (4 × sacs hydrosolubles de 42,8 g)	Chlorimuron-éthyle : 21 % Thifensulfuron-méthyle : 12 %
29416			Herbicide Classic Grande		14 à 14 400 g	25 %
30803			Herbicide SB-01		176 g - en vrac	Chlorimuron-éthyle : 5,14 % Flumioxazine : 40,59 %
31494			Herbicide Guardian plus WDG		176 g - en vrac	Chlorimuron-éthyle : 5,14 % Flumioxazine : 40,59 %
32086			Herbicide SB-02 de DuPont		234.4 g à 1 000 kg	Chlorimuron-éthyle : 1,54 % Métribuzine : 70,4 %
29624		3044873 Nova Scotia Company	Agactives Chlorette	Granulés mouillables	14 à 14 400 g	25 %
30475		Nufarm Agriculture Inc.	Herbicide Chaperone de Nufarm	Granulés hydrodispersibles	36 g à 20 kg	25 %
25539	Concentré de fabrication	E.I. Du Pont Canada Company	Concentré de fabrication Chlorimuron-éthyle 25 DF	Granulés mouillables	1 à 600 kg	25 %
25432	Principe actif de qualité technique	E.I. Du Pont Canada Company	Herbicide technique Chlorimuron-éthyle	Solide	50 à 500 kg	97,80 %
29924		Nufarm Agriculture Inc.	Chlorimuron-éthyle technique de Nufarm	Solide	1 à 1 000 kg	96 %

Annexe II Utilisations homologuées à des fins commerciales du chlorimuron-éthyle au Canada en date du 31 mars 2017. Les utilisations des produits abandonnés et des produits dont l'abandon a été demandé sont exclues[1]

Catégorie d'utilisation	Sites[2]	Mauvaises herbes	Méthode et équipement d'application	Dose d'application maximale (g p.a./ha)	
				Individuelle	Cumulative annuelle
Cultures industrielles de graines oléagineuses et de plantes à fibres Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation animale Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation humaine	Soja (conventionnel ou tolérant au glyphosate) Est du Canada seulement	Petite herbe à poux, amarante à racine rouge, abutilon, souchet comestible, pissenlit (suppression des parties aériennes – 4 à 6 semaines), carotte sauvage et haricots adzuki spontanés (PEPUDU)	Au sol	9	9
Cultures industrielles de graines oléagineuses et de plantes à fibres Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation animale Cultures en milieu terrestre destinées à la consommation humaine	Soja (tolérant à la sulfonylurée) Est du Canada seulement	Amarante à racine rouge, renouée persicaire, moutarde des champs, petite herbe à poux, abutilon, chénopode blanc	Au sol	9	9

1. Le nombre maximal d'applications est de 1 par année.
2. Les sites d'utilisation sont soit indiqués sur l'étiquette, soit interprétés par l'ARLA afin d'assurer l'uniformité des appellations.

Annexe III Renseignements toxicologiques concernant l'évaluation des risques pour la santé

Tableau 1 Valeurs toxicologiques de référence pour l'évaluation des risques sanitaires

Scénario d'exposition	Dose de référence	Point de départ et critère d'effet	FEG ou ME cible[1]
Aigüe, régime alimentaire (toutes les populations)	DARf = 0,3 mg/kg p.c.	DSENO = 30 mg/kg p.c./j (↓ gain de p.c. chez la mère [JG 7 à 9] à la DMENO = 150 mg/kg p.c./j)	100
Chronique, régime alimentaire (toutes les populations)	DJA = 0,04 mg/kg p.c./j	DSENO = 13 mg/kg p.c./j (femelles) (↓ cellularité de la couche granulaire interne et ↑ cellularité de la couche germinale externe du cervelet à la DMENO de 140 mg/kg p.c./j dans l'étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations de rats)	300
Court et moyen terme – par voie cutanée[2] et par inhalation[3]		DSENO = 13 mg/kg p.c./j (femelles) (↓ cellularité de la couche granulaire interne et ↑ cellularité de la couche germinale externe du cervelet à la DMENO de 140 mg/kg p.c./j dans l'étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations de rats)	300
Évaluation du risque de cancer	Considéré comme non oncogène aux doses à l'étude.		

1 Le FEG (facteur d'évaluation global) renvoie à la somme du facteur d'incertitude et du facteur prescrit par la *Loi sur les produits antiparasitaires* pour l'évaluation des risques d'exposition par le régime aimentaire et l'évaluation des risques liés à l'exposition en milieu résidentiel; la ME désigne la marge d'exposition cible déterminée aux fins de l'évaluation de l'exposition professionnelle.

2 Comme une DSENO par voie orale a été choisie, on a utilisé un facteur d'absorption cutanée de 100 % pour l'extrapolation d'une voie d'exposition à une autre.

3 Comme une DSENO par voie orale a été choisie, on a utilisé un facteur d'absorption par inhalation de 100 % (valeur par défaut) pour l'extrapolation d'une voie d'exposition à une autre.

Tableau 2 Profil de toxicité

(Sauf indication contraire, les effets indiqués ci-dessous se produisent ou sont présumés se produire chez les deux sexes; si les effets ne sont pas les mêmes chez les deux sexes, les effets propres à chaque sexe sont séparés par des points-virgules.)

Études du métabolisme et de la toxicocinétique	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Absorption, distribution, métabolisme, élimination – Gavage oral Rat Sprague-Dawley Numéro de l'ARLA 1156114 MRID 00154749 00149578	Schéma : Dose faible unique : 16 mg/kg p.c. [radiomarquée au ^{14}C sur le noyau phénylc] (33,6 µCi/rat) ou Dose faible unique : 16 mg/kg p.c. [radiomarquée au ^{14}C sur le noyau pyrimidine2-14C] (33,2 µCi/rat) Régime alimentaire : dose de 100 ppm non radiomarquée au ^{14}C pendant 14 jours suivie d'une dose unique de 16 mg/kg p.c. [radiomarquée au ^{14}C sur le noyau phénylc] (33,6 µCi/rat) Dose élevée unique 3 000 mg/kg p.c. [radiomarquée au ^{14}C sur le noyau phénylc] (42 µCi/rat) vs dose de 750 mg/rat non radiomarquée Absorption : absorbée par le TGI après l'administration par voie orale d'une dose faible ou élevée unique à environ 50 % Métabolisme : largement métabolisée (environ 80 %); les métabolites présents dans les excréments, l'urine et les tissus étaient les mêmes (proportions variables, principalement dans le TGI et le foie à la faible dose, ainsi que dans les graisses, les reins, la peau, les os et la fourrure à la dose élevée). Les principaux métabolites étaient des analogues hydroxylés, notamment HOPY-DPX-F6025, ODM-DPX-F6025, HPY-DPX-F6025, DI-HOPY-DPX-F6025 et DPX-F6025. Excrétion : excrétion dans l'urine et les fèces dans des proportions à peu près égales à la dose élevée et à la dose faible; demi-vie d'environ 50 heures. Les résidus totaux dans les tissus représentaient < 0,35 % de la dose faible unique totale et 2 à 3 % de la dose élevée 168 heures après le traitement. L'intégration dans les tissus était négligeable après 168 heures. La répartition des métabolites ne variait à peu près pas selon le schéma ou le sexe.

Études de toxicité aigüe	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Toxicité aigüe par voie orale - Gavage Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 1156106 1161172	DL_{50} = 4 102/4 236 mg/kg p.c. (mâles/femelles) **Faible toxicité aigüe par voie orale** Signes cliniques : léthargie, ataxie, larmoiement, faiblesse, prostration, hyperémie, diarrhées et perte de poids
Toxicité aigüe par voie cutanée Lapin néo-zélandais blanc Numéro de l'ARLA 1156107 MRID 00131566	> 2 000 mg/kg p.c. **Faible toxicité aigüe par voie cutanée**
Toxicité aigüe par inhalation – Nez seulement Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 1156108 1156109 MRID 40843203	CL_{50} > 5,6 mg/L Faible toxicité **Faible toxicité aigüe par inhalation**
Irritation oculaire Lapin néo-zélandais blanc Numéros de l'ARLA 1156110 1161173	**Irritation oculaire minime**
Irritation cutanée Cobaye Hartley Numéros de l'ARLA 1156111 1161174	**Irritation cutanée minime**
Sensibilisation cutanée Cobaye Hartley Numéros de l'ARLA 1156111 1161174	Une légère irritation a été observée tant dans le groupe expérimental que dans le groupe témoin à la concentration de 60 %. Un animal traité est mort (jour 1 après la provocation). Aucun autre renseignement n'est connu. Étude complémentaire **Sensibilisant potential**

Études de toxicité subchronique	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Étude de détermination des doses de 4 semaines et étude de toxicité par voie orale de 90 jours – Régime alimentaire Souris CD-1 Numéro de l'ARLA 1156101	Étude de 90 jours : DSENO = 1 030/1 151 mg/kg p.c./j (mâles/femelles) **≥ 27/30 mg/kg p.c./j :** ↑ poids du foie (effet non nocif) (mâles) **≥ 268/381 mg/kg p.c./j :** hypertrophie hépatocellulaire centrolobulaire (effet non nocif) **1 030/1 151 mg/kg p.c./j :** ↓ gain de p.c., ↑ poids du foie (effet non nocif) (femelles)
Étude de 90 jours accompagnée d'une étude de toxicité pour la reproduction sur 1 génération – Régime alimentaire Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 1156112 1161176	DSENO systémique = 173/8 mg/kg p.c./j (mâles/femelles) **≥ 173/209 mg/kg p.c./j :** ↑ poids relatif des glandes surrénales (effet non nocif), altération de la TCMH et de la CCMH (↓ le mois 1 chez les femelles et le mois 2 chez les mâles, mais ↑ le mois 3 chez les mâles), ↓ GR (mois 1 : femelles; mois 3 : mâles); ↓ poids de la rate (effet non nocif),↑ Ca sérique (mois 1 et 2) (mâles) ; ↓ p.c., ↓ gain de p.c., ↓ EA, ↑ poids absolu des glandes surrénales (effet non nocif),↑ poids relatif des reins (effet non nocif), ↓ hématocrite (mois 1), ↑ k sérique (mois 1) ↑ incidence de la délimitation du cytoplasme des hépatocytes centrolobulaires (réponse adaptative) (femelles) **551/672 mg/kg p.c./j :** alopécie, ↑ poids absolu du foie (réponse adaptative), ↑ cholestérol sérique, créatinine, protéines totales, albumine, globuline (mois 1 et 2 chez les femelles et mois 3 chez les mâles) et ↓ volume d'urine (après le mois 1 seulement); ↓ p.c., ↓ gain de p.c., ↓ EA, ↓ poids absolu des poumons (effet non nocif), ↑ poids relatif du cerveau (effet non nocif), ↑ poids de l'hypophyse (effet non nocif), ↑ poids relatif des testicules (effet non nocif), ↑ poids relatif des reins (effet non nocif), ↑ poids relatif du foie, ↑ incidence de la délimitation du cytoplasme des hépatocytes centrolobulaires, ↓ plaquettes, ↓ Ht (mois 3) (mâles); 1 cause de mortalité indéterminée (femelle, jour 68), ↑ poids absolu de la rate (effet non nocif), ↑ monocytes, albumine (femelles)
Étude de 90 jours chez le chien – Régime alimentaire Chien beagle Numéros de l'ARLA 1156102 1176108	DSENO = 2,9 mg/kg p.c./j (mâles/femelles) **≥ 42,7 mg/kg p.c./j :** ↑ incidence de l'hypertrophie du foie et des hépatocytes, et ↑ poids relatif du foie (réponse adaptative), gonflement des hépatocytes, présence de fer dans les cellules sinusoïdales, ↑ PA, ↓ Ht, GR, ↑ réticulocytes, VGM; ↑ poids absolu du foie (mâles); ↓ albumine (s.s. chez les femelles) **176,5 mg/kg p.c./j :** pâleur ou jaunissement des gencives, émaciation, déshydratation et comportement languide, ↓ p.c., baisse du p.c., ↓ CA, anémie : ↓ GR, ↓ Ht et Hb, ↑ réticulocytes, ↑ rétention biliaire, ↑ hématopoïèse extramédullaire, ↓ rapport A:G, ↓ Ca, ↓ acide urique, ↓ cholestérol, ↑ globuline, ↑ AST et ↑ ALT (réaction passagère), ↓ albumine, atrophie du thymus; hypospermatogenèse (↓ spermatozoïdes et altération des spermatozoïdes), atrophie de la prostate, ↓ poids des testicules (mâles); atrophie de l'utérus, du col de l'utérus, du vagin et ↓ poids des ovaires, ↑ poids absolu du foie (femelles)

Étude de toxicité par voie orale de 1 an - Régime alimentaire Chien beagle Numéros de l'ARLA 1156104 1161177	DSENO = 10/9 mg/kg p.c./j (mâles/femelles) **51/55 mg/kg p.c./j :** ↓ GR, ↓ Hb et Ht; ↑ PA (mâles); ↓ p.c. et gain de p.c., ↑ poids relatif du foie, ↓ poids absolu et relatif de la rate, ↑ neutrophiles et monocytes (femelles)
Étude de toxicité cutanée de 21 jours Lapin néo-zélandais blanc Numéro de l'ARLA 2314899	DSENO (systémique) ≥ 1 000 mg/kg p.c. (dose limite) (mâles/femelles) DSENO (irritation cutanée) = 100 mg/kg p.c./j (mâles) DSENO (irritation cutanée) = 400 mg/kg p.c./j (femelles) **≥ 400 mg/kg p.c./j :** ↑ érythème au site d'application (mâles) **1 000 mg/kg p.c./j :** ↑ érythème et œdème au site d'application (femelles)
Études de neurotoxicité	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Neurotoxicité aigüe par voie orale – Gavage Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 2314900 2542722	**DSENO = 100 mg/kg p.c.** **≥ 500 mg/kg p.c. :** ↓ nombre et durée moyenne des mouvements le jour 0; ↑ faible activation le jour 0 (mâles) **2 000 mg/kg :** ↓ gain de p.c. (mâles : jours 0 à 7, femelles : jours 0 à 17), ↑ corps recroquevillé, ↓ élevage les jours 0 et 7 (mâles) et le jour 0 (femelles); ↓ température corporelle (jour 0), baisse du poids corporel les jours 0 et 1 (femelles); ↑ rats ayant l'air de dormir (femelles) L'examen neuropathologique n'a révélé aucune altération histopathologique macroscopique ou microscopique liée au traitement.
Étude de neurotoxicité de 90 jours – Régime alimentaire Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 2314901 2542723 Témoins positifs : 2548753 2548754 2548755	**DSENO = 71/35 mg/kg p.c./j (mâles/femelles)** **≥ 90 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c., gain de p.c. et EA (femelles) **220/259 mg/kg p.c./j :** ↓ écartement des membres postérieurs (semaine 12 chez les mâles, semaines 4, 8 et 12 chez les femelles); ↓ CA, ↑ activation (semaine 13) (femelles) L'examen neuropathologique n'a révélé aucune altération histopathologique macroscopique ou microscopique liée au traitement.

Études de toxicité chronique/cancérogénicité	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Étude d'oncogénicité de 18 mois – Régime alimentaire Souris CD-1 Numéro de l'ARLA 1156103	DSENO = 160/216 mg/kg p.c./j **Aucun signe d'oncogénicité à la dose à l'étude** **DMT non atteinte**
Étude d'oncogénicité de 2 ans (composante d'une étude combinée d'oncogénicité et de toxicité pour la reproduction sur deux générations [quatre portées]) – Régime alimentaire Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 1156113 1156116 1156117 1161178	DSENO = 10 mg/kg p.c./j **≥ 10 mg/kg p.c./j :** ↓ poids de la rate, ↓ Ht; ↑ incidence des périnées colorés/humides (mâles); ↑ poids relatif du foie (femelles) **110 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c., altération du poids des reins (↑ chez les mâles/↓ chez les femelles); ↑ poids relatif du cerveau (effet non nocif), ↑ poids relatif des testicules (effet non nocif) (mâles); ↓ gain de p.c., CA et EA, ↓ poids absolu du cœur (effet non nocif), ↓ poids absolu de la rate (effet non nocif) (femelles) **Aucun signe d'oncogénicité**
Études de toxicité pour le développement et la reproduction	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Étude de toxicité pour la reproduction sur 1 génération (composante d'une étude combinée de toxicité pour la reproduction et de toxicité par voie orale de 90 jours) – Régime alimentaire Rat CD Numéros de l'ARLA 1156112 1161176	<u>Toxicité pour les parents</u> **551 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c. et gain de p.c. chez les mères <u>Toxicité pour la reproduction</u> **551 mg/kg p.c./j :** ↓ petits vivants/portée (JPN 0) <u>Toxicité pour la progéniture</u> **≥ 173 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c. des petits au sevrage; ↓ poids des portées le JPN 4 <u>Complémentaire</u>
Étude de toxicité pour la reproduction sur deux générations (quatre portées) – Régime alimentaire (composante de l'étude d'oncogénicité de deux ans)	<u>Toxicité pour les parents</u> **DSENO chez les parents = 110/13 (mâles/femelles) mg/kg p.c./j** **110/140 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c. (F_0) (n.s.s. avant l'accouplement), ↓ p.c. chez les mères F_{1a}/F_{1b} et dans la génération F_{2a}/F_{2b} (au sevrage, car aucune donnée n'a été collectée sur le p.c. durant la gestation et la lactation) (femelles)

Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 1156113 1156116 1156117 1161178	Toxicité pour la reproduction **DSENO pour la reproduction = 13 mg/kg p.c./j** **110 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c. des petits et poids des portées F_{2b} après 24 heures Toxicité pour la progéniture **DSENO pour la progéniture = 13 mg/kg p.c./j** **110/140 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c. des petits (tous le JPN 21, F_{1a}/F_{2b} le JPN 4); ↓ cellularité de la couche granulaire interne et ↑ cellularité de la couche germinale externe du cervelet dans la génération F_{2b} (seule génération à avoir fait l'objet d'un examen histopathologique; les autres cohortes ont été abandonnées)
Toxicité pour le développement – Gavage Rat Sprague-Dawley Numéros de l'ARLA 1156118 1161179 1161180	Toxicité maternelle **DSENO chez les mères = 30 mg/kg p.c./j** **≥ 150 mg/kg p.c./j :** ↓ gain de p.c. (JG 7 à 9) **600 mg/kg p.c./j :** ↑ alopécie, ↓ p.c.; ↓ gain de p.c. moyen; ↓ CA; ↑ résorptions complètes de portée Toxicité pour le développement **DSENO pour le développement = 30 mg/kg p.c./j** **≥ 150 mg/kg p.c./j :** ↑ sternèbres partiellement ou non ossifiées (retard de développement) **600 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c., ↑ incidence des variations squelettiques (corps vertébraux bilobés et en haltère; accroissement des centres d'ossification costaux); ↑ % moyen de fœtus et de portées malformés (sauf 1 portée comportant 5 fœtus présentant plusieurs malformations); ↑ microphtalmie (10/4 portées vs 1/1 portée chez les animaux témoins); ↑ résorptions complètes (2 portées vs 0 chez les animaux témoins) **Signe de malformations** en présence de toxicité maternelle **Aucun signe de sensibilité chez les petits**
Toxicité pour le développement – Gavage Lapin néo-zélandais blanc Numéro de l'ARLA 1156119	Toxicité maternelle **DSENO chez les mères = 48 mg/kg p.c./j** **DMENO chez les mères = 300 mg/kg p.c./j** **300 mg/kg p.c./j :** 1 mortalité (cause inconnue, JG 9); ↓ p.c., CA et baisse du p.c. Toxicité pour le développement **DSENO pour le développement = 48 mg/kg p.c./j** **DMENO pour le développement = 300 mg/kg p.c./j** **300mg/kg p.c./j :** ↑ variations squelettiques (ossification partielle de l'os hyoïde) **Aucun signe de malformation** **Aucun signe de sensibilité chez les petits**

Études de génotoxicité	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Test de mutation inverse (in vitro) Souches de *Salmonella typhimurium* : TA1535, TA1537, TA98 et TA100 Numéros de l'ARLA 1156121 1156122	Négatif avec ou sans activation métabolique
Synthèse non programmée d'ADN sur des hépatocytes de rat Numéro de l'ARLA 1156120	Négatif
Essai de mutation ponctuelle Essai de mutation génique CHO/HGPRT Numéro de l'ARLA 1156123	Négatif avec ou sans activation métabolique
Essai d'aberration chromosomique Essai d'aberration chromosomique sur moelle osseuse (in vivo, gavage) Rat Sprague-Dawley Numéro de l'ARLA 1156124	Négatif avec ou sans activation métabolique Non clastogène
Études d'immunotoxicité	
Étude/espèce	**Résultats/effets**
Étude d'immunotoxicité de 28 jours - Régime alimentaire Rat Sprague-Dawley Numéro de l'ARLA 2314902 Numéro de l'ARLA 2314903	DSENO = 95 mg/kg p.c./j Aucun effet lié au traitement au chapitre du poids de la rate ou du thymus ni de la réponse immunitaire humorale **184 mg/kg p.c./j :** ↓ p.c. et gain de p.c. en général **Aucun signe d'immunotoxicité**

Tableau 3 Sommaire des principaux métabolites du chlorimuron-éthyle chez le rat

Nom codé	Non chimique
HOPY-DPX-F6025	2-{[(4-hydroxy-6-méthoxypyrimidin-2-yl)carbamoyl]sulfamoyl}benzoate d'éthyle
ODM-DPX-F6025	2-{[(4-chloro-6-hydroxypyrimidin-2-yl)carbamoyl]sulfamoyl}benzoate d'éthyle
HPY-DPX-F6025	2-{[(4-chloro-5-hydroxy-6-méthoxypyrimidin-2-yl)carbamoyl]sulfamoyl}benzoate d'éthyle
DI-HOPY-DPX-F6025	2-{[(4,6-dihydroxypyrimidin-2-yl)carbamoyl]sulfamoyl}benzoate d'éthyle
DPX-F6025	2-{[(4-chloro-6-méthoxypyrimidin-2-yl)carbamoyl]sulfamoyl}benzoate d'éthyle

Annexe IV Estimation de l'exposition par le régime alimentaire et des risques connexes

Tableau 1 Estimation de l'exposition au chlorimuron-éthyle par le régime alimentaire et des risques connexes

Sous-groupe de population	Exposition aigüe par le régime alimentaire[1] (aliments et eau potable) 95e centile d'exposition		Exposition chronique par le régime alimentaire[2] (aliments et eau potable)	
	Exposition par le régime alimentaire (mg/kg p.c.)	% DARf	Exposition par le régime alimentaire (mg/kg p.c./j)	% DJA
Population générale (total)	0,000860	0,29	0,000345	0,9
Tous les nourrissons (< 1 an)	0,002906	0,97	0,001230	3,1
Enfants de 1 à 2 ans	0,001383	0,46	0,000540	1,4
Enfants de 3 à 5 ans	0,001065	0,36	0,000439	1,1
Enfants de 6 à 12 ans	0,000816	0,27	0,000317	0,8
Adolescents de 13 à 19 ans	0,000707	0,24	0,000254	0,6
Adultes de 20 à 49 ans	0,000831	0,28	0,000335	0,8
Adultes de 50 ans et plus	0,000716	0,24	0,000320	0,8
Femmes de 13 à 49 ans	0,000833	0,28	0,000329	0,8

[1] Dose aigüe de référence (DARf) de 0,3 mg/kg p.c. pour tous les sous-groupes de population.

[2] Dose journalière admissible (DJA) de 0,04 mg/kg p.c./j pour tous les sous-groupes de population.

Annexe V Sommaire de la chimie des résidus dans les aliments

Le chlorimuron-éthyle est un herbicide de type pyrimidinylsulfonylurée qui est homologué au Canada pour utilisation sur le soja. Il inhibe l'activité de deux enzymes, à savoir l'acétolactate synthase (ALS) et l'acétohydroxyacide synthase (AHAS), qui participent à la synthèse d'acides aminés à chaîne ramifiée. Cette action entraîne l'arrêt de la division cellulaire et de la croissance végétale en l'absence des acides aminés essentiels valine et isoleucine. Le chlorimuron-éthyle est appliqué avant la plantation aux fins d'élimination, après la plantation en prélevée, ou après la plantation en postlevée aux stades trifoliés 1 à 3 du soja.

Pour améliorer l'activité de la substance, les énoncés figurant sur l'étiquette actuelle permettent le mélange en cuve du chlorimuron-éthyle avec l'ester 2,4D, le saflufénacil, le glyphosate, la métribuzine et le quizalofop-p-éthyle. Le chlorimuron-éthyle peut être utilisé seul, mais il est aussi présent dans des coformulations contenant de la flumioxazine, du thifensulfuron-méthyle et de la métribuzine. Les préparations commerciales sont des granulés mouillables ou des granulés hydrodispersibles. Le chlorimuron-éthyle est convenable pour l'application foliaire au sol. La dose d'application maximale indiquée sur l'étiquette est de 9 g p.a./ha sur le soja.

La nature des résidus dans les denrées d'origine animale et végétale a été adéquatement caractérisée dans des études du métabolisme acceptables menées sur des vaches en lactation, des poules pondeuses et des cultures de soja et d'arachide. Pour les besoins de l'application de la loi et de l'évaluation des risques, le résidu défini dans toutes les denrées est le composé d'origine, soit le chlorimuron-éthyle.

Des limites maximales de résidus (LMR) ont été fixées au sujet du soja : elles ont été publiées dans la base de données des LMR, qui est régie par la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Aucune modification des LMR du chlorimuron-éthyle n'est proposée.

Des méthodes d'analyse examinées antérieurement ont été jugées adéquates pour la collecte de données et l'application de la loi. Les méthodes examinées, qui s'appuyaient sur la CPLHP-UV (ultraviolet), la CPLHP-EPD (détecteur électronique de photoconductivité) et la CPL-SM/SM, ont donné des taux de récupération de 70 à 120 % et des limites de quantification de 0,01 à 0,05 ppm. Toutes les méthodes ont été validées pour la collecte de données, et certaines d'elles ont été jugées adéquates pour l'application de la loi.

Les lignes directrices sur les résidus chimiques (Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, section 5) n'ont fait ressortir aucune lacune sur le plan des données concernant le chlorimuron-éthyle. Les données sur les résidus issues d'essais au champ étaient suffisantes pour l'évaluation de l'exposition au chlorimuron-éthyle par le régime alimentaire et des risques connexes. L'extension du profil d'emploi pourrait nécessiter des données sur la stabilité à l'entreposage au congélateur des denrées d'origine animale. Le potentiel de contamination par des sources d'eau potable (c'est-à-dire modélisation des concentrations prévues dans l'environnement) a été estimé. Pour évaluer l'exposition par le régime alimentaire et les risques connexes, on a utilisé des valeurs de résidus dans les aliments et l'eau fondées sur les utilisations actuelles.

L'évaluation des risques liés à l'exposition (aigüe et chronique) au chlorimuron-éthyle par le régime alimentaire est une évaluation non précise qui est fondée sur les données les plus prudentes disponibles concernant les résidus (LMR, tolérances, facteurs de transformation expérimentaux ou par défaut les plus élevés, hypothèse selon laquelle toutes les cultures sont traitées en entier). Comme les estimations du risque se situent nettement en deçà du niveau préoccupant de l'ARLA, aucun ajustement des données sur les résidus n'est jugé nécessaire à l'heure actuelle.

Annexe VI Évaluation des risques pour les préposés au mélange, au chargement et à l'application et des risques après traitement

Tableau 1 Évaluation de l'exposition des préposés au mélange, au chargement et à l'application dans un contexte commercial et des risques connexes

Matériel d'application	Scénario	Dose maximale (kg p.a./ha)	Superficie traitée par jour (ha/j)	Exposition par voie cutanée[a] (mg/kg p.c./j)	Exposition par inhalation[b] (mg/kg p.c./j)	ME par voie cutanée[c]	ME par inhalation[c]	ME combinée[d]
Mélange et chargement en milieu ouvert (pâte granulée[e]), couche unique de vêtements avec gants; application en cabine ouverte, couche unique de vêtements avec gants								
Rampe de pulvérisation (spécialiste)	Mélange, chargement et application	0,009	360	0,0044	9,51E-04	2 900	14 000	2 400

ME = marge d'exposition

[a] Exposition par voie cutanée (mg/kg p.c./j) = (exposition unitaire par voie cutanée × STPJ × dose d'application maximale × 100 % d'absorption cutanée)/80 kg de poids corporel.

[b] Exposition par inhalation (mg/kg p.c./j) = (exposition unitaire par inhalation × STPJ × dose d'application maximale)/80 kg de poids corporel.

[c] D'après une DSENO de 13 mg/kg p.c./j, cible = 300.

[d] ME combinée = 1/[1/ME par voie cutanée + 1/ME par inhalation].

[e] Deux des PC sont emballées dans des sacs hydrosolubles qui sont couverts par le scénario de pâte granulée.

Tableau 2 Évaluation des risques après traitement

Culture	Activité	CT[a] (cm^2/h)	Dose (kg p.a./ha)	Nombre d'applications par année	ME[b] (jour 0)	DS[c]
CU 7, 13, 14						
Soja	Dépistage des organismes nuisibles	1 100	0,009	1	5 300	12 heures
	Désherbage manuel	70			83 000	

CU = catégorie d'utilisation, DS = délai de sécurité

Comme aucune étude sur les RFFA n'a été présentée, on a utilisé une valeur maximale par défaut de 25 % de la dose d'application.

[a] CT = coefficient de transfert.

[b] D'après une DSENO orale de 13 mg/kg p.c./j et une ME cible de 300.

[c] Si la ME cible est atteinte, le DS minimal pour les utilisations agricoles est fixé à 12 heures.

Annexe VII Évaluation de l'exposition environnementale et des risques connexes

Tableau 1 Devenir et comportement du chlorimuron-éthyle et de ses produits de transformation dans les milieux terrestres et aquatiques

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH[4]	TD_{50} déclaré (jours)[2]	TD_{50} calculé par l'ARLA (jours)	Modèle cinétique utilisé par l'ARLA	Remarques[3, 5, 6]	Numéro de l'ARLA
Hydrolyse	Noyau phényle radiomarqué	25	5	18 à 19,0		CSPO	Instable à un faible pH	1156136
	Noyau pyrimidine radiomarqué		5	17 à 26,0		CSPO		
	Noyau phényle radiomarqué		7	Stable		CSPO	Stable dans les milieux neutres et alcalins	
	Noyau pyrimidine radiomarqué		7	Stable		CSPO		
	Noyau pyrimidine radiomarqué		7	2 117,0		CSPO		USEPA HYDROWIN™ v2.0
	Noyau pyrimidine radiomarqué		8	212,5		CSPO		
	Noyau phényle radiomarqué		9	Stable		CSPO		1156136
	Noyau pyrimidine radiomarqué		9	Stable		CSPO		
Phototransformation sur le sol	Loam limoneux Flanagan – Noyau pyrimidine radiomarqué		5,8	Irr. : 19,7 Non irr. : 42,6	36,7	CSPO	Légèrement persistant	1156159
	Loam limoneux Flanagan – Noyau phényle radiomarqué		5,8	Irr. : 19,7 Non irr. : 45,6	34,7	CSPO		
	Sol latéritique indien		6,1	11,1	23,4	CSPO	Légèrement persistant	2818368
	Terre rouge indienne		7,4	11,1	12,9	CSPO	Non persistant	
	Sol alluvial indien		8,1	20,7	11,5	CSPO	Non persistant	
	80e percentile				**35,1**		Légèrement persistant	
Phototransformation dans l'eau	Solution tampon aqueuse	Lumière du soleil	4,0	Irr. : 4,35 Non irr. : stable	4,35	CSPO	Non persistant	2818370
	Solution tampon aqueuse	Lumière artificielle	5,0	Irr. : 12,00 Non irr. : 30,00	39,8	CSPO	Modérément persistant	1156167

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH[4]	TD_{50} déclaré (jours)[2]	TD_{50} calculé par l'ARLA (jours)	Modèle cinétique utilisé par l'ARLA	Remarques[3, 5, 6]	Numéro de l'ARLA
	Solution tampon aqueuse	Lumière artificielle	7,0	Irr. : 26,00 Non irr. : 612,00	94,9	CSPO	Modérément persistant	
	Eau distillée	Lumière du soleil	7,0	Irr. : 9,20 Non irr. : stable	9,20	CSPO	Non persistant	2818370
	Solution tampon aqueuse	Lumière du soleil	7,0	Irr. : 9,53 Non irr. : stable	9,53	CSPO	Non persistant	
	Eau du robinet	Lumière du soleil	8,44	Irr. : 5,99 Non irr. : stable	5,99	CSPO	Non persistant	
	Eau d'irrigation	Lumière du soleil	8,7	Irr. : 4,49 Non irr. : stable	4,49	CSPO	Non persistant	
	Solution tampon aqueuse	Lumière du soleil	9,0	Irr. : 11,79 Non irr. : stable	11,79	CSPO	Non persistant	
	Solution tampon aqueuse	Lumière artificielle	9,0	Irr. : 30,00 Non irr. : 208,00	110,1	CSPO	Modérément persistant	1156167
Photransformation dans l'air	12 heures à la lumière du soleil	Sans objet	Sans objet	3,008 h	0,25	Sans objet	Aucune volatilisation prévue et dégradation rapide par photo-oxydation dans l'atmosphère. Aucun transport à grande distance prévu.	USEPA AOPWIN™v1.92 A
Biotransformation en sol aérobie	Loam sableux Woodstown	25	4,9	11 à 14,0	77,3	CSPO	Modérément persistant	1156126
	Loam limoneux Flanagan	25	5,4	12 à 14,0	114,0	CPODP	Modérément persistant	
	Loam limoneux Marienstein	20	7,2	19,4	13,7	CSPO	Non persistant	2818371
	Loam sableux Granby	25	5,2	17 à 22,0	17,0	CSPO	Légèrement persistant	1168481
	Loam argileux Illinois	20	5,5	14 à 29,0	16,1	t_f EVOL	Légèrement persistant	2817074
	Loam argileux Dakota	20	5,9	14 à 61,0	74,2	t_f EVOL	Modérément persistant	
	Valeur du 80e centile de la demi-vie à 20 °C calculé par l'ARLA				**77,6**		Modérément persistant	
Dissipation dans le sol en laboratoire	Sol alluvial A	Loam argileux	7,2	13,8 à 12,4	13,8 à 12,4	CSPO	Non persistant	2818380
	Sol salin côtier B	Loam argileux	7,2	11,8 à 11,3	11,8 à 11,3	CSPO	Non persistant	
	Sol latéritique C	Loam argileux	5,1	10,8 à 11,2	10,8 à 11,2	CSPO	Non persistant	

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH[4]	TD_{50} déclaré (jours)[2]	TD_{50} calculé par l'ARLA (jours)	Modèle cinétique utilisé par l'ARLA	Remarques[3, 5, 6]	Numéro de l'ARLA
	Valeur du 90e centile de confiance lié à la moyenne calculé par l'ARLA				**12,5**		Non persistant	
Biotransformation en milieu aquatique aérobie	Système eau-sédiments de loam argileux de la rivière Goose	20	8,3 (a)[4] 8,0 (s)	28 à 62,0	50,8	$t_{1/2}$ lente	Modérément persistant	2717075
	Système eau-sédiments sablonneux du fleuve Choptank	20	6,9 (a) 6,7 (s)	28 à 79,0	59,0	CSPO	Modérément persistant	
	Valeur du 80e centile de la demi-vie à 20 °C calculé par l'ARLA				**57,7**			
Biotransformation en milieu aquatique anaérobie	Loam limoneux de Pennsylvanie N-stérile	25	6,8	2 à 3,0	32,6	CSPO	Légèrement persistant	1156127
	Loam sableux de Floride N-stérile	25	6,3	3 à 11,0	12,6	CSPO	Non persistant	
	Valeur du 80e centile de la demi-vie à 20 °C calculé par l'ARLA				**27,9**		Légèrement persistant	
Dissipation foliaire	CHE rejeté par les feuilles	NP	NP	15,0	15,0	Sans objet		2818374
		NP	NP	10,0	10,0	Sans objet	TD_{50} par défaut de l'ARLA	
		NP	NP	5,6	5,6	Sans objet	D'après la désestérification du CHE sur les feuilles	2818373 2818374
Type d'étude	**Milieu**	**Temp. (°C)**	**pH**	**CO (%)**	**K_d calculé par l'ARLA**	**K_{oc} calculé par l'ARLA**	**Mobilité**	**Numéro de l'ARLA**
Sol adsorption/ désorption	Loam sableux Cecil	NP	6,50	1,21	0,4	35,5	Très élevée	1156170
	Loam limoneux Flanagan	NP	5,40	2,49	0,2	7,6	Très élevée	
	Loam limoneux Keyport	NP	5,20	4,35	7,4	170,1	Moyenne	
	Loam sableux Woodstown	NP	6,60	0,64	3,2	500,0	Moyenne	
	Loam sableux Dothan	NP	5,70	0,70	1,0	139,1	Moyenne	2818376
	Loam sableux fin Lucedale	NP	5,70	0,58	1,0	174,7	Moyenne	
	Loam limoneux Decatur	NP	6,00	0,87	1,0	113,2	Élevée	
	Argile Eutaw	NP	6,90	1,74	1,0	58,3	Élevée	
	Argile Sumter	NP	7,70	1,74	1,0	58,6	Élevée	
	Loam Hiwassee	NP	5,70	2,33	NP	NP	Sans objet	
	Loam limoneux Dundee (sans plante-abri)	NP	6,44	1,36	0,8	57,4	Élevée	2818377
	Loam limoneux Miami CT	NP	6,45	1,78	0,6	31,0	Très élevée	2389725
	Loam limoneux Miami NT	NP	6,65	3,06	1,0	31,0	Très élevée	
	Loam limono-argileux Drummer CT	NP	4,52	1,92	2,1	108,0	Élevée	
	Loam limono-argileux Drummer NT	NP	6,25	4,60	6,5	142,0	Élevée	

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH[4]	TD_{50} déclaré (jours)[2]	TD_{50} calculé par l'ARLA (jours)	Modèle cinétique utilisé par l'ARLA	Remarques[3, 5, 6]	Numéro de l'ARLA
	Loam limoneux Dundee CT	NP	5,67	1,31	1,6	125,0	Élevée	
	Loam limoneux Dundee NT	NP	5,41	1,53	2,2	141,0	Élevée	
	Alfisol BE (nord de la Chine)	NP	5,70	1,14	0,4	32,0	Très élevée	2818378
	Mollisol BS (nord de la Chine)	NP	6,32	3,29	2,0	60,0	Élevée	
	Loam sablo-argileux Chongqing	NP	7,78	0,88	1,6	178,0	Moyenne	2818379
	Argile Jiangxi	NP	4,26	4,02	13,1	326,0	Moyenne	
	Loam sableux Jiangxi	NP	5,12	2,13	6,7	316,0	Moyenne	
	Loam limoneux Sichuan	NP	4,86	2,07	3,8	183,0	Moyenne	
	Sable Shandong	NP	5,73	0,14	0,6	426,0	Moyenne	
	Sable loameux Heilongjiang	NP	6,09	2,42	7,5	309,0	Moyenne	
	Sable loameux Shanxi	NP	7,41	1,26	1,6	125,0	Élevée	
	Loam sableux Shandong	NP	7,49	0,99	1,1	113,0	Élevée	
	Sol Marienstein	NP	7,20	0,9	0,3	28,9	Très élevée	2818371
	20e centile calculé par l'ARLA				**0,6**	**39,9**	**Mobilité très élevée**	

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH	Valeur du Rf	Valeur d'indice	Mobilité	Moyenne	Numéro de l'ARLA
Chromatographie sur couche mince	Loam sableux Cecil (Maryland)	NP	6,5	0,59	3	Mobilité intermédiaire	3 Mobilité intermédiaire	1156170
	Loam limoneux Flanagan (Illinois)	NP	5,4	0,41	3	Mobilité intermédiaire		
	Loam limoneux Keyport (Delaware)	NP	5,2	0,18	2	Faible mobilité		
	Loam sableux Woodstown (Delaware)	NP	6,6	0,71	4	Mobile		

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH	% MO	Profondeur de détection dans le sol (cm)	K_d	Remarques	
Lessivage dans des colonnes de sol	Loam sableux Cecil (Maryland)	NP	6,5	2,1	25,0	< 0,03	Le CHE est lessivé dans les colonnes de sol.	1161183
	Loam limoneux Flanagan (Illinois)	NP	5,8	4,3	25,0	0,28		
	Loam limoneux Keyport (Delaware)	NP	5,6	5,6	25,0	> 1,6		
	Loam sableux Woodstown (Delaware)	NP	6,6	1,1	25,0	< 0,03		

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH[4]	TD_{50} déclaré (jours)[2]	TD_{50} calculé par l'ARLA (jours)	Modèle cinétique utilisé par l'ARLA	Remarques[3, 5, 6]	Numéro de l'ARLA
Type d'étude	**Propriétés**	**Critères de Cohen *et al.* (1984) indiquant un potentiel de lessivage**			**Valeur**		**Remarques**	**Critères satisfaits**
Critères de Cohen (1984)	Solubilité dans l'eau	> 30 mg/L			1 200 mg/L		Très soluble	Oui
	K_d	< 5 et généralement < 1 ou 2			0,6 mL/g		Extrêmement mobile	Oui
	K_{oc}	< 300			39,9 mL/g		Extrêmement mobile	Oui
	Constante de la loi d'Henry	$< 10^{-2}$ atm m^3/mol			$6,8 \times 10^{-16}$ atm m^3/mole		Non volatil	Oui
	pK_a	Chargé négativement (entièrement ou partiellement) à la valeur du pH ambiant			pK_a = 4,2 (acide faible)		Se comporte comme un anion – Mobile	Oui
	Demi-vie d'hydrolyse	> 140 jours (> 20 semaines)			2 117 jours à un pH de 7		Stable	Oui
	Demi-vie de phototransformation dans le sol	> 7 jours (1 semaine)			35,1 jours		Légèrement persistant	Oui
	Demi-vie de biotransformation dans le sol (non stérile)	> 14 à 21 jours (> 2 à 3 semaines)			TD_{50} = 76,6 jours		Modérément persistant	Oui
	Interprétation par l'ARLA						Tous les critères ont été satisfaits, ce qui porte à croire que le chlorimuron-éthyle présente un potentiel élevé de lessivage.	
Indice d'ubiquité dans les eaux souterraines de l'ETF	TD_{50} représentatif dans le sol calculé par l'ARLA = 76,6 jours; 20e centile du K_{oc} calculé par l'ARLA = 39,9 mL/g; Indice d'ubiquité dans les eaux souterraines = log10 (76,6) × (4 – log10(39,9)) ;					Indice d'ubiquité dans les eaux souterraines = 4,51	Le chlorimuron-éthyle devrait être lessivable.	
Type d'étude	**Milieu**				**DT$_{50}$ déclarée (jours)**	**Remarques**		**Numéro de l'ARLA**
Volatilisation de l'ETF	Pression de vapeur = $2,0 \times 10^{-10}$ Pa (20 °C) Constante de la loi d'Henry = $6,8 \times 10^{-16}$ atm m^3/mole USEPA AOPWIN™ v1.92A; demi-vie dans l'atmosphère Logiciel USEPA EPI Suite v4.11 – Demi-vie de volatilisation selon le modèle de rivière Logiciel USEPA EPI Suite v4.11 - Demi-vie de volatilisation selon le modèle de lac				0,25 jour $2,73 \times 10^{10}$ jours $2,98 \times 10^{11}$ jours	Dans l'ensemble, le chlorimuron-éthyle n'est pas considéré comme volatil et il ne devrait pas être transporté à grande distance dans l'atmosphère.		USEPA EPISuite v4.11 (2000)
Type d'étude	**Milieu**	**pH**	**TD_{50} déclaré (jours)**		**Profondeur maximale de détection dans le sol (cm)**		**Remarques**	**Numéro de l'ARLA**
Dissipation au champ en milieu terrestre, écorégion étrangère non équivalente	Loam limoneux Keyport, Newark (Delaware)		14,0		20		11,7 % à 20 cm de profondeur le 546e JAT[1]	1156131
	Loam limoneux Flanagan, Rochelle (Illinois)		49,0		10		9,8 % à 10 cm de profondeur le 546e JAT	

Type d'étude	Milieu	Temp. (°C)	pH[4]	TD_{50} déclaré (jours)[2]	TD_{50} calculé par l'ARLA (jours)	Modèle cinétique utilisé par l'ARLA	Remarques[3, 5, 6]	Numéro de l'ARLA
	Loam limoneux Dundee, Stoneville (Mississippi)			14,0	20		6,8 % à 20 cm de profondeur le 546e JAT	
	Sable loameux Norfolk, Fayetteville (Caroline du Nord)			14,0	32		9 % p.a. à 32 cm de profondeur le 112e JAT	
	90e centile de l'intervalle de confiance de la moyenne			**33,3**				

Type d'étude	Milieu à 0,5 mg p.a./L		Durée	FBC maximal	FBC à 28 jours	FBC à 42 jours	Remarques	Numéro de l'ARLA
Bioaccumulation	Crapet arlequin - muscle		28	0,07	0,07	0,0	Faible facteur de bioconcentration et faible potentiel de bioaccumulation	2389725 1156142
	Crapet arlequin - viscères		21	2,1	0,8	0,1		
	Crapet arlequin - carcasse		35	0,1	0,0	0,0		
	Crapet arlequin - poisson entier		21	0,2	0,1	0,03		
	Coefficient de partage *n*-octanol–eau	25 °C, pH 7	Log K_{oc} de 0,113				Faible potentiel de bioaccumulation	1156169
	Le chlorimuron-éthyle est absorbé par le TGI des mammifères et éliminé également dans l'urine et les excréments. Il a une demi-vie biologique d'environ 50 heures.							2647366

atm = atmosphère

[1] JAT = jour après le traitement

[2] irr. = irradié

[3] Selon la classification des sols de Goring *et al.* (1975)

[4] pour le pH : (a) = phase aqueuse; (s) = phase sédimentaire

[5] = Classification de McEwen et Stephenson et selon les valeurs de TD_{50} déclarées et fixées par l'ARLA pour l'eau

[6] Classification de McCall *et al.* (1981) concernant l'adsorption

Annexe VIII Toxicité

Tableau 1 Données sur la toxicité en milieu terrestre

Composé	Organisme	Type de toxicité	Valeur
Lombric			
Chlorimuron-éthyle de qualité technique	Lombric *Eisenia foetida*	Aigüe	CL_{50} > 4 050 mg p.a./kg sol
Faible analogue Flupyrsulfuron-méthyle-sodium de qualité technique	Lombric *Eisenia foetida*	Reproduction (chronique)	CSEO > 0,065 mg p.a./kg sol
Abeille domestique			
Chlorimuron-éthyle de qualité technique	Abeille domestique *Apis mellifera*	Aigüe par contact	CL_{50} > 12,5 µg p.a./abeille
Moyenne de 28 p.a. de type SU[1]	Abeille domestique *Apis mellifera*	Aigüe par contact moyenne	CL_{50} = 104,1 µg p.a./abeille
Faible analogue Mésosulfuron-méthyle de qualité technique	Abeille domestique *Apis mellifera*	Aigüe minimale par voie orale	CL_{50} > 5,6 µg p.a./abeille
Moyenne de 28 p.a. de type SU	Abeille domestique *Apis mellifera*	Aigüe par voie orale moyenne	CL_{50} = 81,0 µg p.a./abeille
Parasitoïdes			
Faible analogue Mésosulfuron-méthyle de qualité technique	Hyménoptère parasitoïde *Aphidius rhopalosiphi*	Aigüe	DAL_{50} > 15,0 g p.a./ha
Moyenne de 26 p.a. de type SU	Hyménoptère parasitoïde *Aphidius rhopalosiphi*	Aigüe moyenne	DAL_{50} = 124,2 g p.a./ha
Prédateurs			
Faible analogue Éthametsulfuron-méthyle de qualité technique	Acarien prédateur *Typhlodromus pyri*	Aigüe	DAL_{50} > 11,4 g p.a./ha
Moyenne de 26 p.a. de type SU	Acarien prédateur *Typhlodromus pyri*	Aigüe moyenne	DAL_{50} =100,9 g p.a./ha
Oiseaux sauvages			
Chlorimuron-éthyle	Canard colvert *Anas platyrhynchos*	Aigüe par voie orale	DL_{50} > 2 510 mg p.a./kg p.c.
Chlorimuron-éthyle	Colin de Virginie *Colinus virginianus*	Par le régime alimentaire	CL_{50} > 5 620 mg/kg alimentation
Chlorimuron-éthyle	Canard colvert *Anas platyrhynchos*	Par le régime alimentaire	CL_{50} > 5 620 mg/kg alimentation
Chlorimuron-éthyle	Colin de Virginie *Colinus virginianus*	Reproduction, chronique	CSENO (survie de la progéniture) = 19,4 mg p.a./kg p.c./j)
Chlorimuron-éthyle	Canard colvert *Anas platyrhynchos*	Reproduction, chronique	CSENO = 134,92 mg p.a./kg p.c./j (DME)[4]
Mammifères sauvages			
Chlorimuron-éthyle	Rat *Rattus norvegicus*	Aigüe par voie orale	DL_{50} > 2 510 mg p.a./kg p.c.
Chlorimuron-éthyle	Rat Sprague-Dawley *Rattus norvegicus*	Aigüe par voie orale	DL_{50} = 4 102 mg p.a./kg p.c.
Chlorimuron-éthyle	Rat *Rattus norvegicus*	2 générations, reproduction, chronique	DSENO = 17,0 mg p.a./kg/j
Chlorimuron-éthyle	Rat Sprague-Dawley *Rattus norvegicus*	2 générations, reproduction, chronique	DSENO (toxicité pour la progéniture) = 13,0 mg/kg p.c./j
Plantes terrestres			
Chlorimuron-éthyle	Monocotylédone - oignon *Allium cepa*	Levée des plantules	CE_{25} = 0,0128 g p.a./ha

Composé	Organisme	Type de toxicité	Valeur
Chlorimuron-éthyle	Dicotylédone - colza *Brassica napus*	Vigueur végétative	CE_{25} = 0,018 g p.a./ha

[1] SU = sulfonylurée

Tableau 2 Données sur la toxicité aquatique

Composé	Système/ milieu	Organisme	Type de toxicité	Valeur (mg p.a./L)
Organismes d'eau douce				
Chlorimuron-éthyle	Statique	Cladocère *Daphnia magna*	Aigüe	CE_{50} > 100,0
Chlorimuron-éthyle	Statique	Cladocère *Daphnia magna*	Aigüe	CE_{50} =1 000,0
Chlorimuron-éthyle	Statique	Écrevisse *Procambrus Sp.*	Aigüe	CE_{50} > 1 000,0[5]
Exposition chronique chez les invertébrés d'eau douce				
Chlorimuron-éthyle	Statique	Cladocère *Daphnia magna*	Chronique	CSENO = 106
Exposition aigüe chez les poissons d'eau douce				
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 8	Truite arc-en-ciel *Onchorhynchus mykiss*	Aigüe	CL_{50} > 12,0
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 8	Truite arc-en-ciel *Onchorhynchus mykiss*	Aigüe	CL_{50} > 50,0
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 9	Truite arc-en-ciel *Onchorhynchus mykiss*	Aigüe	CL_{50} > 1 000
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 7,3	Crapet arlequin *Lepomis macrichirus*	Aigüe	CL_{50} > 10,0
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 7,1	Crapet arlequin *Lepomis macrichirus*	Aigüe	CL_{50} > 50,0
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 7,0	Crapet arlequin *Lepomis macrichirus*	Aigüe	CL_{50} > 100,0
Chlorimuron-éthyle	Statique, pH 9,0	Barbue de rivière *Ictalurus punctatus*	Aigüe	CL_{50} = 950,0
Exposition chronique des poissons d'eau douce				
Chlorimuron-éthyle	Renouvel-lement continu	Truite arc-en-ciel *Onchorhynchus mykiss*	PSV	CSENO = 8,2
Exposition aigüe des algues d'eau douce				
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Chlorella vulgaris*	Aigüe	$CE_{50\ biomasse}$ = 2,75
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Chlorella pyrenoidosa*	Aigüe	$CE_{50\ biomasse}$ = 15,31
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Scenedesmus obliquus*	Aigüe	$CE_{50\ biomasse}$ = 11,83
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Scenedesmus quadricauda*	Aigüe	$CE_{50\ biomasse}$ = 0,10
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Raphidocelis subcapitata*	Aigüe	$CE_{50\ biomasse}$ = 5,53
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Selenastrum capricornutum*	Aigüe	$CE_{50\ ASCC}$[1] = 0,00077
Chlorimuron-éthyle	Statique	Algue verte *Anabaena flos-aquae*	Aigüe	$CE_{50\ DC}$[2] = 0,018
Chlorimuron-éthyle	Statique	Diatomée dulcicole *Navicula pelliculosa*	Aigüe	CE_{50} > 0,052 (-29 %) Aucune inhibition (CME)[5]
Exposition aigüe des plantes vasculaires d'eau douce				
Chlorimuron-éthyle	–	Lenticule bossue *Lemna gibba*	Aigüe	$CE_{50\ NF}$[3] = 0,00027
Exposition aigüe des invertébrés marins et estuariens				

Composé	Système/ milieu	Organisme	Type de toxicité	Valeur (mg p.a./L)
Faible analogue Primisulfuron-méthyle	Sans objet	Huître et mysidacé (crevette) *Crassostrea viginica* et *Mysida*	Aigüe	CE_{50} = 16,0
Exposition aigüe des invertébrés marins et estuariens				
Faible analogue Tribénuron-méthyle	Sans objet	Mysidacé (crevette) *Mysida*	Chronique	CSENO = 1,5
Exposition aigüe des poissons marins et estuariens				
Faible analogue Sulfométuron-méthyle	Sans objet	Méné tête-de-mouton *Cyprinodon variegatus*	Aigüe	CL_{50} > 45,0
Chlorimuron-éthyle	Statique	Diatomée marine *Skeletonema costatum*	Aigüe	CE_{50} > 0,052 (-11 %) Aucune inhibition (CME)

[1] ASCC = aire sous la courbe de croissance
[2] DC = densité cellulaire
[3] NF = nombre de frondes
[4] DME = dose maximale d'essai
[5] CME = concentration maximale d'essai

Tableau 3 Valeurs de toxicité chronique des principes actifs de type sulfonylurée chez le lombric

Principe actif	CSEO chronique (mg p.a./kg sol)
Azimsulfuron	= 12,5
Bensulfuron-méthyle	NP
Chlorsulfuron	= 187,5
Éthametsulfuron-méthyle	= 27,3
Flazasulfuron	= 8,0
Flupyrsulfuron-méthyle-sodium	> 0,065
Foramsulfuron	= 5,35
Imazosulfuron	= 500,0
Iodosulfuron-méthyle-sodium	= 4,63
Mésosulfuron-méthyle	= 125,0
Metsulfuron-méthyle	= 0,83
Nicosulfuron	NP
Oxasulfuron	= 2,0
Prosulfuron	= 0,7
Rimsulfuron	NP
Thifensulfuron-méthyle	= 34,3
Triasulfuron	= 50,8
Tribénuron-méthyle	= 3,2
Trifloxysulfuron-sodium	NP
Triflusulfuron-méthyle	250,0
Valeur la plus prudente	**> 0,065**
Moyenne	**75,8**

Les valeurs ombragées et en caractères gras sont celles utilisées dans l'évaluation des risques.

Tableau 4 Valeurs de toxicité de 32 principes actifs de type sulfonylurée chez les abeilles domestiques

Principe actif	DL_{50} aigüe par voie orale (µg p.a./abeille)	DL_{50} aigüe par contact (µg p.a./abeille)
Amidosulfuron	> 101,0	> 100,0
Azimsulfuron	> 187,0	> 25,0

Principe actif	DL$_{50}$ aigüe par voie orale (µg p.a./abeille)	DL$_{50}$ aigüe par contact (µg p.a./abeille)
Bensulfuron-méthyle	> 51,4	> 100,0
Chlorimuron-éthyle	NP	**> 12,5**
Chlorsulfuron	> 130,0	> 100,0
Cinosulfuron	> 100,0	> 100,0
Cyclosulfamuron	> 99,0	> 106,0
Éthametsulfuron-méthyle	= 40,8	= 12,5
Éthoxysulfuron	> 200,0	> 1000,0
Flazasulfuron	> 100,0	> 100,0
Flupyrsulfuron-méthyle-sodium	> 30,0	> 25,0
Foramsulfuron	>110,1	> 100,0
Halosulfuron-méthyle	> 100,0	> 100,0
Imazosulfuron	= 41,6	= 100,0
Iodosulfuron-méthyle-sodium	> 70,0	> 131,0
Mésosulfuron-méthyle	**= 5,6**	> 13,0
Metsulfuron-méthyle	> 43,0	> 12,5
Nicosulfuron	> 100,0	> 76,0
Orthosulfamuron	> 109,0	> 100,0
Oxasulfuron	> 100,0	> 25,0
Primisulfuron-méthyle	>18,0	> 16,0
Prosulfuron	> 100,0	> 100,0
Pyrazosulfuron-éthyle	NP	> 100,0
Rimsulfuron	= 41,1	= 27,9
Sulfométuron-méthyle	NP	> 100,0
Sulfosulfuron	> 30,0	> 25,0
Thifensulfuron-méthyle	> 7,1	> 100,0
Triasulfuron	> 100,0	> 100,0
Tribénuron-méthyle	> 9,1	> 98,4
Trifloxysulfuron-sodium	> 25,0	> 25,0
Triflusulfuron-méthyle	> 100,0	> 100,0
Tritosulfuron	= 200,0	= 200,0
Valeur moyenne	**= 81,0**	**= 104,1**
Valeur la plus faible du critère d'effet	**= 5,6**	**> 12,5**

NP = non précisé. Les valeurs ombragées et en caractères gras sont celles utilisées dans l'évaluation des risques.

Tableau 5 Valeurs de toxicité des principes actifs de type sulfonylurée chez les prédateurs et les parasitoïdes

Principe actif	DAL$_{50}$ *A. rhopalosiphi* (g p.a./ha)	DAL$_{50}$ *T. pyri* (g p.a./ha)
Amidosulfuron	> 45,0	> 45,0
Azimsulfuron	> 58,8	> 54,3
Bensulfuron-méthyle	> 600,0	> 600,0
Chlorimuron-éthyle		
Chlorsulfuron	> 56,3	> 56,3
Éthametsulfuron-méthyle, PAQT	> 18,8	**= 11,4**
Éthoxysulfuron	< 60,0	< 60,0
Flazasulfuron	> 50,0	> 50,0
Flupyrsulfuron-méthyle-sodium	> 20,0	> 20,0
Foramsulfuron, PC	= 5,6	= 62,2
Halosulfuron-méthyle	> 300,0	> 300,0

Principe actif	DAL$_{50}$ *A. rhopalosiphi* (g p.a./ha)	DAL$_{50}$ *T. pyri* (g p.a./ha)
Imazosulfuron	> 50,0	> 50,0
Iodosulfuron-méthyle-sodium	> 50,0	> 50,0
Mésosulfuron-méthyle, PAQT	**> 15,0**	> 15,0
Metsulfuron-méthyle	> 76,8	> 40,2
Nicosulfuron	> 298,0	> 65,0
Orthosulfamuron	> 225,0	= 45,0
Oxasulfuron, PC	= 75,0	= 3,2
Prosulfuron	> 38,9	> 38,9
Rimsulfuron	> 37,5	> 27,5
Sulfosulfuron	> 29,7	> 29,7
Thifensulfuron-méthyle	> 450,0	> 450,0
Triasulfuron	> 25,0	> 25,0
Tribénuron-méthyle	> 300,0	> 300,0
Trifloxysulfuron-sodium	> 74,8	> 76,9
Triflusulfuron-méthyle	> 120,0	> 120,0
Tritosulfuron	> 150,0	> 28,6
Moyenne	**= 124,2**	**= 100,9**
PC la plus sensible	**= 5,6**	**= 3,2**
Produit de qualité technique le plus sensible	**> 15,0**	**= 11,4**

Les valeurs ombragées et en caractères gras sont celles utilisées dans l'évaluation des risques.

Tableau 6 Critères d'effet de 22 sulfonylurées homologués aux États-Unis chez les invertébrés estuariens et marins

Principe actif	Invertébrés estuariens et marins	
	Exposition aigüe, invertébrés (huître ou mysidacé)	Exposition chronique, invertébrés (mysidacé)
	CE$_{50}$ (mg p.a./L)	CSENO (mg p.a./L)
Bensulfuron-méthyle	> 130,0	n.d.
Chlorimuron-éthyle	n.d.	n.d.
Chlorsulfuron	> 89,0	n.d.
Flazasulfuron	=107,0	n.d.
Foramsulfuron	= 118,0	n.d.
Halosulfuron-méthyle	= 94,0	n.d.
Imazosulfuron	NP	n.d.
Iodosulfuron-méthyle-sodium	> 100,0	n.d.
Mésosulfuron-méthyle	> 111,0	n.d.
Metsulfuron-méthyle	n.d.	n.d.
Nicosulfuron	n.d.	n.d.
Orthosulfamuron	> 97,0	= 27,0
Primisulfuron-méthyle	= 16,0	n.d.
Prosulfuron	> 150,0	n.d.
Rimsulfuron	> 110,0	n.d.
Sulfométuron-méthyle	> 38,2	n.d.
Sulfosulfuron	> 106,0	n.d.
Thifensulfuron-méthyle	n.d.	n.d.
Triasulfuron	= 21,5	n.d.
Tribénuron-méthyle	> 135,0	= 1,5
Trifloxysulfuron-sodium	= 60,1	n.d.
Triflusulfuron-méthyle	n.d.	n.d.
Valeur la plus faible du critère d'effet	**16,0**	**1,5**

Moyenne	**92,7**	**14,3**

NP = non précisé; n.d. = non disponible

Tableau 7 Critères d'effet de 22 sulfonylurées homologués aux États-Unis chez les poissons estuariens et marins

Principe actif	Poissons estuariens et marins	
	Exposition aigüe, poissons (méné tête-de-mouton)	Exposition chronique, poissons (méné tête-de-mouton)
	CL_{50} (mg p.a./L)	CSENO (mg p.a./L)
Bensulfuron-méthyle	> 123,0	n.d.
Chlorimuron-éthyle	n.d.	n.d.
Chlorsulfuron	> 980,0	n.d.
Flazasulfuron	> 140,0	n.d.
Foramsulfuron	> 93,6	n.d.
Halosulfuron-méthyle	> 125,0	n.d.
Imazosulfuron	n.d.	n.d.
Iodosulfuron-méthyle-sodium	> 100,0	n.d.
Mésosulfuron-méthyle	>105,0	n.d.
Metsulfuron-méthyle	n.d.	n.d.
Nicosulfuron	n.d.	n.d.
Orthosulfamuron	> 123,0	n.d.
Primisulfuron-méthyle	> 100,0	n.d.
Prosulfuron	> 155,0	n.d.
Rimsulfuron	> 110,0	n.d.
Sulfométuron-méthyle	> 45,0	n.d.
Sulfosulfuron	> 101,0	n.d.
Thifensulfuron-méthyle	n.d.	n.d.
Triasulfuron	> 100,0	n.d.
Tribénuron-méthyle	> 132,0	n.d.
Trifloxysulfuron-sodium	> 103,0	n.d.
Triflusulfuron-méthyle	n.d.	n.d.
Valeur la plus faible du critère d'effet	> 45,0	n.d.
Moyenne	> 167,5	n.d.

n.d. = non disponible

Annexe IX Concentration prévue dans l'environnement

Tableau 1 Concentration prévue dans l'environnement du chlorimuron-éthyle dans le sol

Matériel d'application	Moment	Nombre d'applications	Taille des gouttelettes	Dose d'application maximale (g p.a./ha)	CPE dans le sol de 15 cm de profondeur [1] (mg p.a./kg sol)	Dérive de pulvérisation, évaluation approfondie (%)	CPE dans le sol de 15 cm de profondeur, évaluation approfondie, dérive de pulvérisation (mg p.a./kg sol)
Rampe de pulvérisation	Prélevée et postlevée, début du printemps	1	Moyen-ne	9,0	0,004	6	0,00024

[1] Selon un TD_{50} dans le sol de 77,6 jours

Tableau 2 Concentration prévue dans l'environnement du chlorimuron-éthyle dans l'eau (mg p.a./L) à 15 et 80 cm de profondeur à la suite d'une application directe

Matériel d'application	Moment	Nombre d'applications	Taille des gouttelettes	Dose d'application maximale (g p.a./ha)	CPE dans l'eau de 15 cm de profondeur[1] (mg p.a./L)	CPE dans l'eau de 80 cm de profondeur [1] (mg p.a./L)
Rampe de pulvérisation	Prélevée et postlevée, début du printemps	1	Moyenne	9,0	0,006	0,0011

[1] Selon un TD_{50} en milieu aquatique de 57,7 jours

Annexe X Évaluation des risques pour les organismes non ciblés

Tableau 1 Évaluation préliminaire des risques pour le lombric (*Eisenia foetida*)

Type de préparation	Critère d'effet déclaré	Valeur (mg p.a./kg sol)	CPE (mg e.a./kg sol)	QR	NP dépassé
Toxicité aigüe					
Chlorimuron-éthyle de qualité technique	½ CL_{50} après 14 jours	> 2 025	0,004	< 2,0E-6	Non
Toxicité chronique					
Flupyrsulfuron-méthyle-sodium	CSEO	0,065	0,004	0,06	Non

Quotient de risque (QR) = CPE/critère d'effet. Les valeurs ombragées indiquent un QR > NP.

Tableau 2 Évaluation préliminaire des risques pour l'abeille domestique

Critère d'effet mesuré	Composé	Voie d'exposition	Dose d'application unique (kg p.a./ha)	Estimation de l'exposition (µg p.a./abeille)[2]	Critère d'effet aigu DL_{50} (µg p.a./abeille)	QR	NP (0,4) dépassé
Applications foliaires							
Survie individuelle (adultes)	Chlorimuron-éthyle	Contact	0,009 (soja)	0,02	> 12,5	< 0,002	Non
Survie individuelle (adultes)	Analogue Mésosulfuron-méthyle	Régime alimentaire		0,26	5,6	0,046	Non
	Moyenne des SU[1]			0,26	81,0	0,003	Non
Critère d'effet mesuré	**Composé**	**Voie d'exposition**	**CPE de Briggs**	**Dose totale dans le nectar, ouvrières (µg p.a./abeille)[2]**	**Critère d'effet aigu DL_{50} (µg p.a./abeille)**	**QR**	**NP (0,4) dépassé**
Applications au sol							
Survie individuelle (adultes)	Analogue Mésosulfuron-méthyle	Régime alimentaire	(0,0038/ 1 000)	0,00111	5,6	0,0002	Non
	Moyenne des SU[1]	Régime alimentaire		0,00111	81,0	0,00001	Non

[1] SU = sulfonylurées

[2] Dans le cas de l'exposition par contact foliaire, estimation de l'exposition = (2,4 µg p.a./abeille)*(dose d'application en kg p.a./ha); dans le cas de l'exposition par ingestion de feuilles, estimation de l'exposition = (29 µg p.a./abeille)*(dose d'application en kg p.a./ha). Ces valeurs sont fondées sur 98 µg p.a./g par 1 kg p.a./ha × 0,292 g/j (28,6 µg p.a./abeille par kg p.a./ha); dans le cas de l'exposition par le régime alimentaire à la suite d'une application au sol, estimation de l'exposition = (CPE de Briggs calculée à l'aide du modèle Bee-REX)*(abeilles ouvrières adultes (0,292 g/j) et concentration dans le pollen et le nectar)

Tableau 3 Évaluation préliminaire des risques pour les prédateurs et les parasitoïdes

Organisme	Composé	Voie d'exposition	Dose d'application unique (g p.a./ha)	Critère d'effet aigu DAL_{50} (g p.a./ha)	QR	NP (2,0) dépassé
Application foliaire						
Prédateurs						
Aphidius rhopalosiphi	Analogue Mésosulfuron-méthyle	Plaque de verre	9,0	> 15,0	< 0,60	Non
	Moyenne des SU[1]	Plaque de verre		124,2	0,07	Non
Parasitoïdes						
Typhlodromus pyri	Analogue Éthametsulfuron-méthyle	Plaque de verre	9,0	> 11,4	< 0,8	Non
	Moyenne des SU	Plaque de verre		100,9	0,09	Non

[1] SU = sulfonylurées

Tableau 4 Évaluation préliminaire des risques pour les oiseaux sauvages d'après les valeurs maximales du nomogramme

Taille des animaux et type de critère d'effet	Toxicité (mg p.a./kg p.c./j)	Guilde alimentaire (type d'aliments)	EJE[1] (mg p.a./kg p.c.)	QR	NP dépassé
Oiseaux de petite taille (0,02 kg)					
Toxicité aiguë	251,00	Insectivore	0,73	0,003	Non
Toxicité pour la reproduction	19,39	Insectivore	0,73	0,038	Non
Oiseaux de taille moyenne (0,1 kg)					
Toxicité aiguë	251,00	Insectivore	0,57	0,002	Non
Toxicité pour la reproduction	19,39	Insectivore	0,57	0,029	Non
Oiseaux de grande taille (1 kg)					
Toxicité aiguë	251,00	Herbivore (graminées courtes)	0,37	0,001	Non
Toxicité pour la reproduction	19,39	Herbivore (graminées courtes)	0,37	0,019	Non

[1] EJE = exposition journalière estimée. EJE = (TIA/p.c.) × CPE, où le taux d'ingestion alimentaire (TIA) est fondé sur les équations de Nagy (1987), le p.c. est le poids corporel générique de l'organisme et la CPE est la concentration prévue dans l'environnement.

Tableau 5 Évaluation préliminaire des risques pour les mammifères sauvages d'après les valeurs maximales du nomogramme

Taille des animaux et type de critère d'effet	Toxicité (mg p.a./kg p.c./j)	Guilde alimentaire (type d'aliments)	EJE (mg p.a./kg p.c.)	QR	NP dépassé
Mammifères de petite taille (0,015 kg)					
Toxicité aiguë	410,20	Insectivore	0,42	0,001	Non
Toxicité pour la reproduction	13,00	Insectivore	0,42	0,032	Non
Mammifères de taille moyenne (0,035 kg)					
Toxicité aiguë	410,20	Herbivore (graminées courtes)	0,82	0,002	Non
Toxicité pour la reproduction	13,00	Herbivore (graminées courtes)	0,82	0,063	Non
Mammifères de grande taille (1 kg)					
Toxicité aiguë	410,20	Herbivore (graminées	0,44	0,001	Non

Taille des animaux et type de critère d'effet	Toxicité (mg p.a./kg p.c./j)	Guilde alimentaire (type d'aliments)	EJE (mg p.a./kg p.c.)	QR	NP dépassé
		courtes)			
Toxicité pour la reproduction	13,00	Herbivore (graminées courtes)	0,44	0,034	Non

Tableau 6 Évaluation des risques (au champ et hors champ) et des quotients de risque pour les plantes vasculaires des milieux terrestres et humides (levée des plantules et vigueur végétative)

Organisme	Exposition	Espèce	Valeur du critère d'effet (g p.a./ha)	Site	CPE	RQ[1]	NP dépassé
Plantes des milieux terrestres et humides non ciblées							
Plantes vasculaires terrestres	Levée des plantules	Oignon; *Allium cepa*	CE_{25} = 0,0128	Au champ	9,0 g p.a./ha	**703,1**	**OUI**
				Hors champ[2]	0,54 g p.a./ha	**42,2**	**OUI**
	Vigueur végétative	Colza; *Brassica napus*	CE_{25} = 0,0175	Au champ	9,0 g p.a./ha	**514,3**	**OUI**
				Hors champ[2]	0,54 g p.a./ha	**30,9**	**OUI**
Plantes vasculaires semi-aquatiques (zones humides)	Vigueur végétative	Glycérie striée; *Glyceria striata*	CE_{50} = 0,630	Au champ	9,0 g p.a./ha	**14,3**	**OUI**
				Hors champ[2]	0,54 g p.a./ha	0,9	Non

[1] Les cellules ombragées et les valeurs **en caractères gras** indiquent un dépassement du niveau préoccupant (QR > 1).
[2] Hors champ = Technologie de la rampe de pulvérisation et dérive de 6 %.
[3] Sol de 3 cm de profondeur pour la levée des plantules.

Tableau 7 Évaluation préliminaire des risques pour les invertébrés d'eau douce

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur (cm)	CPE (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Cladocère	*Daphnia magna*	Aigüe	½ CE_{50}	> 50,0	9,0	80	0,0011	< 0,00002	Non
	Daphnia magna	Chronique	CSENO	106	9,0	80	0,0011	0,00001	Non

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'invertébré d'eau douce utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} ou la CI_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2).

Tableau 8 Évaluation préliminaire des risques pour les poissons et les amphibiens d'eau douce

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Amphibien (analogue)	*Lepomis macrochirus*	Aigüe	1/10 CL_{50}	> 1,0	9,0	15	0,006	< 0,006	Non
Crapet arlequin	*Lepomis macrochirus*	Aigüe	1/10 CL_{50}	> 1,0	9,0	80	0,0011	< 0,001	Non
Truite arc-en-ciel	*Onchorhynchus mykiss*	Chronique	CSENO	8,2	9,0	80	0,0011	0,122	Non

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique de poisson d'eau douce utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CL_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de dix (10). L'évaluation des risques pour les amphibiens est fondée sur un critère d'effet chez une espèce analogue, à savoir la truite arc-en-ciel, dans un plan d'eau de 15 cm de profondeur.

Tableau 9 Évaluation préliminaire des risques pour les algues et les plantes d'eau douce

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Algues d'eau douce									
Algue verte	*Chlorella vulgaris*	Aigüe	1/2 CE_{50}	1,38	9,0	80	0,0011	0,0008	Non
Algue verte	*Chlorella pyrenoidosa*	Aigüe	1/2 CE_{50}	7,66	9,0	80	0,0011	0,0001	Non
Algue verte	*Scenedesmus obliquus*	Aigüe	1/2 CE_{50}	5,92	9,0	80	0,0011	0,0002	Non
Algue verte	*Scenedesmus quadricauda*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,05	9,0	80	0,0011	0,0220	Non
Algue verte	*Raphidocelis subcapitata*	Aigüe	1/2 CE_{50}	2,77	9,0	80	0,0011	0,0004	Non
Algue verte	*Selenastrum capricornutum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0004	9,0	80	0,0011	**2,7500**	**OUI**
Algue verte	*Anabaena flos-aquae*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,009	9,0	80	0,0011	0,1220	Non
Diatomée dulcicole	*Navicula pelliculosa*	Aigüe	1/2 CE_{50}	> 0,026	9,0	80	0,0011	< 0,0423	Non
Plantes d'eau douce									
Lenticule bossue	*Lemna gibba*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0001	9,0	80	0,0011	**11,0**	**OUI**

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'algue ou de plante d'eau douce utilisée pour l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2). Les cellules ombragées et les valeurs **en caractères gras** indiquent un dépassement du niveau préoccupant (NP > 1,0).

Tableau 10 Évaluation préliminaire des risques pour les invertébrés marins et estuariens

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Exposition aigüe chez les invertébrés marins et estuariens									
Huître et mysidacé	*Crassostrea virginica* et *Mysida*	Aigüe	1/2 CE_{50}	8,0	9,0	80	0,0011	0,0001	Non
Exposition chronique chez les invertébrés marins et estuariens									
Mysidacé	*Mysida*	Chronique	CSEO	1,5	9,0	80	0,0011	0,0007	Non
Exposition aigüe chez les poissons marins et estuariens									
Méné tête-de-mouton	*Cyprinodon variegatus*	Aigüe	1/10 CL_{50}	> 4,5	9,0	80	0,0011	< 0,0002	Non

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'algue marine ou estuarienne utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2).

Tableau 11 Évaluation préliminaire des risques pour les algues marines et estuariennes

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Algues d'eau douce									
Diatomée marine (algue)	*Skeletonema costatum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	> 0,026	9,0	80	0,0011	< 0,0423	Non

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'algue marine ou estuarienne utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2).

Tableau 12 Évaluation approfondie des risques pour les algues et les plantes d'eau douce

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE due à une dérive de 6 % (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Algues d'eau douce									
Algue verte	*Selenastrum capricornutum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0004	9,0	80	0,000066	0,17	Non
Plantes d'eau douce									
Lenticule bossue	*Lemna gibba*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0001	9,0	80	0,000066	0,66	Non

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'algue ou de plante d'eau douce utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2).

Tableau 13 Évaluation des risques pour les algues et les plantes d'eau douce à la suite d'un ruissellement

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet[1]	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE modélisée[2] (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Algues d'eau douce									
Algue verte	*Selenastrum capricornutum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0004	9,0	80	Min. = 0,00026	0,65	Non
Algue verte	*Selenastrum capricornutum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0004	9,0	80	Max. = 0,00051	**1,28**	**OUI**
Plantes d'eau douce									
Lenticule bossue	*Lemna gibba*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0001	9,0	80	Min. = 0,00024	**2,40**	**OUI**
Lenticule bossue	*Lemna gibba*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0001	9,0	80	Max. = 0,00048	**4,80**	**OUI**

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'algue ou de plante d'eau douce utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2).
[2] Les valeurs de la CPE sont tirées d'un écoscénario aquatique de niveau 1 du modèle de simulation PRZM/EXAMS. Min. = CPE minimale et max. = CPE maximale. Les cellules ombragées et les valeurs **en caractères gras** indiquent un dépassement du niveau préoccupant (NP > 1,0).

Tableau 14 **Caractérisation approfondie des risques pour les algues et les plantes d'eau douce à l'aide de données canadiennes et américaines de surveillance de l'eau douce**

Organisme	Espèce	Exposition	Critère d'effet[1]	Valeur (mg p.a./L)	Dose d'application (g p.a./ha)	Profondeur d'eau (cm)	CPE modélisée[2] (mg p.a./L)	QR[1]	NP dépassé
Algues d'eau douce									
Algue verte	*Selenastrum capricornutum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0004	9,0	80	États-Unis = 0,000852	**2,13**	**OUI**
Algue verte	*Selenastrum capricornutum*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0004	9,0	80	Canada = 0,000162	0,41	Non
Plantes d'eau douce									
Lenticule bossue	*Lemna gibba*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0001	9,0	80	États-Unis = 0,000852	**8,52**	**OUI**
Lenticule bossue	*Lemna gibba*	Aigüe	1/2 CE_{50}	0,0001	9,0	80	Canada = 0,000162	**1,62**	**OUI**

[1] Les critères d'effet toxicologique propres à l'espèce unique d'algue ou de plante d'eau douce utilisée dans l'évaluation des risques (ER) liés à une exposition aigüe ont été calculés en divisant la CE_{50} tirée d'une étude en laboratoire adéquate par un facteur de deux (2).
[2] Les valeurs de la CPE sont tirées d'un écoscénario aquatique de niveau 1 du modèle de simulation PRZM/EXAMS. Min. = CPE minimale et max. = CPE maximale. Les cellules ombragées et les valeurs **en caractères gras** indiquent un dépassement du niveau préoccupant (NP > 1,0.

Annexe XI Considérations relatives à la Politique de gestion des substances toxiques – Évaluation en fonction des critères de la voie 1 de cette politique

Critère de la voie 1 de la PGST	Valeur du critère de la voie 1 de la PGST		Critère d'effet du chlorimuron-éthyle
Toxique au sens de la LCPE ou l'équivalent[1]	Oui		Oui
Principalement anthropique[2]	Oui		Oui
Persistance[3]	Sol	Demi-vie ≥ 182 jours	77,6 jours (sol aérobic) (aucune donnée sur les sols anaérobies)
	Eau	Demi-vie ≥ 182 jours	59,8 jours (système d'eau non traitée et de sédiments en milieu aérobie)
	Sédiments	Demi-vie ≥ 365 jours	Non précisé
	Air	Demi-vie ≥ 2 jours ou signes de transport à grande distance	Le chlorimuron-éthyle, considéré comme très peu volatil, présente une pression de vapeur inférieure à $2,0 \times 10^{-10}$ (20 °C) et une constante de la loi d'Henry de $6,8 \times 10^{-16}$ atm m^3/mole. Le risque d'atteinte de la haute atmosphère à la suite d'un échappement depuis un plan d'eau ou un sol traité est minime. La demi-vie dans l'atmosphère est de 3 h/12 h à la lumière du soleil.
Bioaccumulation[4]	Log $K_{oe} \geq 5$		Log $K_{oe} = 0,11$
	FBC ≥ 5 000		FBC = 0,07 à 2,1
	FBA ≥ 5 000		n.d.
Le produit est-il une substance de la voie 1 selon la PGST (doit répondre aux quatre critères)?			Non, ce produit ne répond pas aux critères de la voie 1 de la PGST.

[1] Aux fins de l'évaluation initiale des pesticides en fonction des critères de la Politique de gestion des substances toxiques, l'ARLA considère que tous les pesticides seront toxiques ou équivalents à toxiques au sens de la LCPE. S'il y a lieu, l'évaluation du critère de toxicité peut être approfondie (si la substance répond à tous les autres critères de la voie 1 de la PGST).

[2] Aux termes de la politique, une substance est jugée « principalement anthropique » si, de l'avis des experts, sa concentration dans un milieu environnemental est largement due à une activité humaine, plutôt qu'à des sources ou à des rejets naturels.

[3] Si un pesticide et/ou un ou plusieurs de ses produits de transformation répondent à un critère de persistance dans un milieu donné (sol, eau, sédiments ou air), l'ARLA estime que ces substances répondent au critère de la persistance.

[4] L'ARLA préfère les données obtenues sur le terrain (par exemple, facteur de bioaccumulation) à celles obtenues en laboratoire (par exemple, facteur de bioconcentration), qui sont elles-mêmes préférées aux propriétés chimiques (par exemple, log K_{oe}).

Annexe XII Modifications à apporter à l'étiquette des produits contenant du chlorimuron-éthyle

1 Produit de qualité technique

Retirer l'énoncé suivant de la rubrique **MISES EN GARDE** :

- Ne pas contaminer de plan d'eau.

et **ajouter** l'énoncé suivant :

- **NE PAS** rejeter d'effluents contenant ce produit dans les égouts, les lacs, les cours d'eau, les étangs, les estuaires, les océans ou tout autre plan ou cours d'eau

Ajouter le titre **MISES EN GARDE ENVIRONNEMENTALES pour remplacer DANGERS ENVIRONNEMENTAUX**, avant la rubrique intitulée **ENTREPOSAGE**, et y ajouter l'énoncé suivant :

- **TOXIQUE pour les plantes vasculaires et les algues d'eau douce**
- **TOXIQUE pour les plantes terrestres non ciblées**

Retirer l'énoncé suivant sous la rubrique **ÉLIMINATION ET DÉCONTAMINATION** :

Les préparateurs canadiens de ce produit de qualité technique doivent éliminer le principe actif et les contenants en surplus conformément à la réglementation municipale et provinciale. Pour plus de renseignements sur l'élimination des produits inutilisés ou superflus, communiquer avec le fabricant ou avec l'organisme de réglementation provincial. En cas de déversement et pour le nettoyage des déversements, s'adresser au fabricant et à l'organisme de réglementation provincial responsable.

et **ajouter** l'énoncé suivant :

Les fabricants canadiens doivent éliminer les principes actifs et les contenants superflus conformément à la réglementation municipale et provinciale. Pour plus de renseignements, notamment sur le nettoyage des déversements, communiquer avec le fabricant ou avec l'organisme de réglementation provincial responsable.

2 Produits à usage commercial

L'énoncé suivant doit figurer sur l'étiquette de tous les pesticides à usage agricole ou commercial :

- Ne pas entrer ni permettre l'entrée de travailleurs dans les sites traités durant le délai de sécurité de 12 heures.

Ajouter à la rubrique MISES EN GARDE ENVIRONNEMENTALES :

- **TOXIQUE pour les plantes terrestres non ciblées.** Respecter les zones tampons indiquées à la rubrique MODE D'EMPLOI.

- **TOXIQUE pour les plantes et les algues d'eau douce.** Respecter les zones tampons indiquées à la rubrique MODE D'EMPLOI.

- **Afin de réduire le ruissellement dans les habitats aquatiques à partir des sites traités :**
  Éviter d'appliquer ce produit sur des pentes modérées ou abruptes et sur des sols compactés ou argileux;
  Éviter d'appliquer ce produit lorsque de fortes pluies sont prévues;
  Le risque de contamination des habitats aquatiques par le ruissellement peut être réduit par l'aménagement d'une bande de végétation entre le site traité et le plan d'eau.

Ajouter à la rubrique MODE D'EMPLOI GÉNÉRAL :

L'énoncé suivant doit figurer sur l'étiquette de tous les pesticides à usage agricole ou commercial :

- Comme ce produit n'est pas homologué à des fins de lutte contre les organismes nuisibles dans les habitats aquatiques, **NE PAS** l'utiliser dans un tel objectif.

- **NE PAS** contaminer les sources d'approvisionnement en eau potable ou en eau d'irrigation ni les habitats aquatiques lors du nettoyage de l'équipement ou de l'élimination des déchets.

Les énoncés suivants doivent figurer sur l'étiquette des produits à usage commercial ou agricole en ce qui concerne les **applications à l'aide de rampes de pulvérisation classiques** :

Ajouter à la rubrique MODE D'EMPLOI :

Application par pulvérisateur agricole : **NE PAS** appliquer durant les périodes de calme plat ni lorsque les vents soufflent en rafales. **NE PAS** appliquer en gouttelettes de pulvérisation de taille inférieure au calibre moyen selon la classification de l'American Society of Agricultural Engineers (ASAE S572.1). La rampe de pulvérisation doit se trouver au plus à 60 cm au-dessus de la culture ou du sol.

NE PAS appliquer par pulvérisation aérienne.

Zones tampons :

AUCUNE zone tampon n'est nécessaire pour les traitements localisés au moyen d'un équipement manuel.

Il faut établir les zones tampons indiquées dans le tableau suivant entre le point d'application directe du produit et la lisière la plus proche sous le vent des habitats terrestres sensibles (prairies, forêts, brise-vent, terres à bois, haies, zones riveraines et

zones arbustives) et des habitats d'eau douce sensibles (lacs, rivières, bourbiers, étangs, fondrières, ruisseaux, marécages, cours d'eau, réservoirs et milieux humides).

Méthode d'application	Culture	Zones tampons (mètres) requises pour la protection des :		
		habitats d'eau douce d'une profondeur de :		habitats terrestres
		moins de 1 m	plus de 1 m	
Pulvérisateur agricole	Soja	1	1	20

Pour les mélanges en cuve, consulter les étiquettes des autres produits du mélange et se conformer à la plus grande des zones tampons prescrites (la plus restrictive) pour les produits utilisés dans le mélange en cuve et appliquer au moyen de la catégorie de gouttelettes la plus grossière (selon l'ASAE) indiquée sur les étiquettes des produits entrant dans le mélange.

Il est possible de modifier les zones tampons associées à ce produit, sauf en ce qui concerne les habitats d'eau douce, selon les conditions météorologiques et la configuration de l'équipement de pulvérisation en utilisant le calculateur de zone tampon sur le site Web de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Références

A. Études examinées dans le cadre de l'évaluation des caractéristiques chimiques

Numéro d'homologation 25432

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1644459	1983, DPX-F6025 Chemical and Physical Properties Data for the DPX-F6025 Experimental Use Permit, DACO: 2.14.1, 2.14.2, 2.14.3, 2.14.4, 2.14.5, 2.14.6, 2.14.8, 2.14.10, 2.14.12, 2.14.13, 2.5, 2.6, 2.7, 2.8, 2.9 CBI
1644460	2006, Chlorimuron Ethyl (DPX-F6025): Determination of the Appearance (Physical State, Color, and Odour), Melting Point, Boiling, and Density, DACO: 2.14.1, 2.14.2, 2.14.3, 2.14.4, 2.14.5, 2.14.6
1644462	1996, Vapor Pressure Determination of Chlorimuron Ethyl (DPX-F6025), DACO: 2.14.7, 2.14.9 CBI
1644463	1983, Octanol/Water Partition Coefficient of DPX-F6025, DACO: 2.14.11 CBI
1644464	1996, Long-Term Storage Stability and Corrosion Characteristics of Technical-Grade Chlorimuron Ethyl (DPX-F6025), DACO: 2.14.13 CBI
1717756	1984, [CBI Removed] Technical Data Sheet, DACO: 2.14,2.5,2.7
1717755	1994, [CBI Removed] Vapour Pressure of Sulfonylurea Herbicides, DACO: 2.14.9
1644449	2006, Technical Grade Chlorimuron Ethyl [DPX-F6025] Manufacturing Description and Formation of Impurities, DACO: 2.11.1, 2.11.2, 2.11.3, 2.11.4, 2.12.1 CBI
1717760	[CBI Removed] Technical Chlorimuron Ethyl - Description of Beginning materials and Discussion of Formation of Impurities
2772549	2015, Batch Analysis of Chlorimuron ethy [DPX-F6025] Technical - confidential, DACO: 2.13.4 CBI
2772551	2015, Batch Analysis of Chlorimuron ethyl [DPX-F6025] Technical - confidential, DACO: 2.13.4 CBI
2772550	2015, Batch Analysis of Chlorimuron ethyl [DPX-F6025] Technical - non-confidential, DACO: 2.13.4 CBI
2772552	2015, Batch Analysis of Chlorimuron ethyl [DPX-F6025] Technical - non confidential, DACO: 2.13.4 CBI
1715238	1995, CHE-DQD-1 Determination of [CBI Removed] Chlorimuron Ethyl (DPX-F6025), DACO: 2.16

Numéro d'homologation 29924

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1829833	2008, Chlorimuron ethyl Technical Product Chemistry, DACO: 2.14.1, 2.14.10, 2.14.11, 2.14.12, 2.14.13, 2.14.2, 2.14.3, 2.14.4, 2.14.5, 2.14.6, 2.14.7, 2.14.8, 2.14.9 CBI
1829832	2008, Storage Stability and Corrosion Characteristics of Chlorimuron ethyl Technical, DACO: 2.14.14 CBI
1829830	2008, Technical Chlorimuron-ethyl NUP 06083, Product Identity and Composition, DACO: 2.11.1, 2.11.2, 2.11.3, 2.11.4, 2.12.1, 2.4, 2.5, 2.6, 2.7, 2.8, 2.9 CBI
2708579	2016, 2010-4262_Defic. Resp. Letter_13DEC2016, DACO: 2.13.3
1829831	2008, Preliminary Analysis of Chlorimuron ethyl Technical, DACO: 2.13.1,2.13.2,2.13.3,2.13.4 CBI
1913176	2010, Final Report for "Supplemental Impurity Analysis of Chlorimuron-Ethyl Technical", DACO: 2.13 CBI

B. Études examinées dans le cadre de l'évaluation toxicologique

Toxicologie

A. Liste des études et des renseignements présentés par le titulaire

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1156101	Four-week range finding and ninety-day feeding study in mice with benzoic acid, 2-[[[[(4-chloro-6-methoxy-2-pyrimidinyl)amino]carbonyl]-amino]sulfonyl]-, ethyl ester (INF-6025) (4661;337-83) Final report, DACO: 4.3.1
1156102	13-week subchronic dietary study in dogs final report (H-14851;HLO-463-83;MR-4778-001), DACO: 4.3.1
1156103	Long term feeding study in mice with benzoic acid, 2-[[[[(4-chloro-6-methoxy-2-pyrimidinyl)amino]carbonyl]amino]sulfonyl]-, ethyl ester (INF-6025) (4801-001;94-85) final report, DACO: 4.4.1
1156104, 1161177	One-year feeding study in dogs with INF-6025 (232-85;7047-001) and Supplement, DACO: 4.4.1
1156106, 1161172	Median lethal dose (LD50) OF INF-6025-34 in rats- EPA proposed guidelines (HLR 318-83;4581-096;14,851) and Supplement, DACO: 4.2.1
1156107	EPA skin absorption LD50 in rabbits INF-6025 Final Report (201-611), DACO: 4.2.2
1156108	Inhalation median lethal concentration (LC50) OF INF-6025-30 by EPA guidelines (MR 4581-088;195-84), DACO: 4.2.3
1156109	Acute inhalation toxicity study with INF-6025-30 in male and female rats revised (4581-088;195-84), DACO: 4.2.3
1156110	Eye irritation test in rabbits (416-82;4581-032), DACO: 4.2.4
1156111, 1161173, 1161174	Primary skin irritation and sensitization test on guinea pigs (9-83;4581-032) and Supplement, DACO: 4.2.5
1156112, 1161176	Ninety-day feeding and one-generation reproduction study in rats with benzoic acid 2-[[[[(4-chloro-6-methoxy-2-pyrimidinyl)-amino]carbonyl]amino]sulfonyl]-, ethyl ester (INF-6025) (4660;306-83) Final report, DACO: 4.3.1,4.5.1
1156113, 1156116, 1156117, 1161178	Long term feeding and two-generation, four-litter reproduction study in rats with benzoic acid, 2-[[[[(4-chloro-6-methoxy-2-pyrimidinyl)amino]carbonyl]amino]sulfonyl]-,ethyl ester (INF-6025)(4800-001;357-84) and Supplement, DACO: 4.4.1,4.5.1
1156114	Metabolism of [phenyl-14C(U)] and [pyrimidine-2-14C] DPX-F6025 by male and female rats (BY O.R. Hunt)(AMR-220-84), DACO: 6.4 (should be 4.5.9)
1156118, 1161179, 1161180	Embryo-fetal toxicity and teratogenicity study of INF-6025 by gavage in the rat (4700-001;336-83) and Supplement, DACO: 4.5.2
1156119	INF-6025 developmental toxicity study in rabbits dosed by gavage on days 7-19 of gestation (7179-001;14-85), DACO: 4.5.2
1156120	Unscheduled DNA synthesis/rat hepatocytes in vitro (208-83;MR 4581-061), DACO: 4.5.4
1156121	Mutagenicity evaluation in Salmonella typhimurium (459-82;MR 4581-032), DACO: 4.5.4
1156122	Mutagenicity evaluation in Salmonella typhimurium (Revision 1)(459-82;MR 4581-032), DACO: 4.5.4
1156123	CHO/HGPRT assay for gene mutation (270-83;4581-061), DACO: 4.5.4
1156124	In vivo bone marrow chromosome study in rats (H#14,823) final report (HLO-340-83;MR-4581-088), DACO: 4.5.4
1176108	Good laboratory practice compliance statement and lesion grading system for Dupont report NO.HLO-463-83. Date stamped-"received health evaluation division AUG 21 1995". [13-week

	subchronic dietary study in dogs final report H-14851;HLO-463-83;MR-4778-001], DACO: 4.3.1
2314900, 2542722	Chlorimuron-ethyl (DPX-F6025) Technical: Acute Oral Neurotoxicity Study in Rats. DACO:4.5.12
2314901, 2542723	Chlorimuron-ethyl (DPX-F6025) Technical: Subchronic Oral Neurotoxicity Study in Rats. DACO:4.5.13
2314899	Repeated Dose Dermal Toxicity: 21-Day Study with Chlorimuron Ethyl Technical in Rabbits. (HLO-1997000121, WIL-189080). Final report. DACO: 4.3.5
2314902	2011, Chlorimuron-ethyl (DPX-F6025) Technical: 28 Day Immunotoxicity Feeding Study in Rats, DACO: 4.8
2314903	Chlorimuron-ethyl Immunotoxicity Study: Justifications for test species and dose selection. DACO: 4.8
2548753	Neurotoxicity Evaluation of Amphetamine in Rats (Positive Control Study). Unpublished report, HL-1997-00686.DACO:5.5.12
2548754	Neurotoxicity Evaluation of Carbaryl and Scopolamine in Rats. Unpublished report, DuPont-7378. DACO:5.5.12
2548755	Positive Control Study: Neurotoxicity Evaluation of Carbaryl, Triadimefon, Trimethyltin, and Acrylamide. Unpublished report, DuPont-18145-1270. DACO:5.5.12

B. Renseignements publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
	Sima A, Persson L. (1975). The effect of pre- and postnatal undernutrition on the development of the rat cerebellar cortex. I. Morphological observations. Neurobiology. 5(1):23-34.
2799786	Jane A. Hoppin, David M. Umbach, Stephanie J. London1, Charles F. Lynch, Michael C. R. Alavanja, and Dale P. Sandler (2006). Pesticides associated with Wheeze among Commercial Pesticide Applicators in the Agricultural Health Study. American Journal of Epidemiology 163(12):1129-1137

C. Études examinées dans le cadre de l'évaluation des risques par le régime alimentaire

A. Liste des études et des renseignements présentés par le titulaire

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1036442	Metabolism Of [Phenyl(U)-14C]- And [Pyrimidine-2-14C]Chlorimuron Ethyl In Soybean
1036443	Comments To Address The Residue Questions Concerning Classic Herbicide Temporary Registration (#1036444; #1036447)
1036445	Independent Laboratow Validation Of The Method Entitled Analytical Enforcement Method (Column Switching/Heart Cut) For The Determination Of Residues Of Chlorimuron Ethyl (DPX-F6025)) In Soybean (Seed)
1036446	Testing Of DPX-F6025 Through FDA Multi-Residue Protocol A
1036452	Analytical Method For The Quantitation Of DPX-M6316 (Harmony) In Soybeans.
1037020	[14C] Chlorimuron Ethyl, Absorption, Distribution, Metabolism And Excretion Following Repeated Oral Administration To The Dairy Goat For Three Consecutive Days, Duration Of Storage Prior To Analysis.
1037021	[14C] Chlorimuron Ethyl, Absorption, Distribution, Metabolism And Excretion Following Repeated Oral Administration To The Laying Hen For Seven Consecutive Days, Duration Of Storage Prior To Analysis.
1156017	Analysis Of Dpx-F6025 In Soybeans By Liquid Chromatography (Amr-459-85;0324d)(By J.L. Prince)(Concert)

1156020	Analytical Enforcement Method (Column Swithching/Heart Cut) For The Determination Of Residues Of Chlorimuron Ethyl (Dpx-F6025) In Soybean (Seed)
1156021	A Method For Analysis Of The Herbicide, Dpx-M6316 In Soybeans By Liquid Chromatography.
1156022	Chlorimuron Ethyl: Comparison Of The Magnitude Of Residues Of Two Formulations In Soybeans (Amr-1212-88)(Concert)
1156023	Dpx-F6025 Freezer Storage Study - (Dpx-F6025) (Chlor1/Res 2)(Concert)
1156114	Metabolism Of [Phenyl-14c(U)] And [Pyrimidine-2-14c] Dpx-F6025 By Male And Female Rats (By O.R. Hunt)(Amr-220-84)(Chlorimuron Ethyl)
1156115	Metabolism Of [Phenyl-14c(U)] Dpx-F6025 And [Pyrimidine-2-14c] Dpx-F-6025 In Field-Grown Soybeans (By Edmund Stevenson)(Amr-313-85;0647h/0066h)(Chlorimuron Ethyl)
1156125	Greenhouse Study Of [Pyrimidine-2-14-C] Dpx-F6025 In Rotational Crops (By Mary K. Koeppe)(Amr-491-86)(Chlorimuron Ethyl)
1161181	[14c] Chlorimuron Ethyl: Absorption, Distribution, Metabolism And Excretion Following Repeat Oral Administration To The Dairy Goat For Three Consecutive Days. Final Report.(Amr2768-93;550/13-1011;550/13).
1161182	[14c] Chlorimuron Ethyl: Absorption, Distribution, Metabolism And Excretion Following Repeated Oral Administration To The Laying Hen For Seven Consecutive Days. Final Report.(Amr2767-93;550/14-1011;550/14).
1166190	Magnitude Of Residues Of Chlorimuron-Ethyl (Dpx-F6025) In Soybeans Following Post-Emergence Broadcast Application (Rebt 93-600;94-0068)(Reliance Sts)
1166416	Crop Rotation Study With 14c-Dpx-F6025 In The Greenhouse. (Amr-268-84;0625h/0063h) (May 23, 1996)
1166624	Metabolism Of 14c- Dpx-F6025 In Soybeans (Interim Report)(Amr-141-83)(Chlorimuron-Ethyl Technical)
1166625	Metabolism And Laboratory Fractionation Studies With 14c-Dpx-F6025 In Soybeans (0626h/0063;Amr-271-84)(Chlorimuron-Ethyl Technical)
1166641	Rationale For Data Waiver On Soybean Processing And Fodder/Forage Residue Studies For Chlorimuron-Ethyl (Dpx-F6025) Herbicide (Reliance Sts Herbicide)
1166642	Magnitude Of The Residues In Soybeans After Aerial Treatment With Classic Herbicide (Amr-780-87)(Reliance Sts Herbicide)
1167808	Quantitation Of Dpx-F6025 Residues In Crops (By R. Guinivan)(Amr-130-83)(Chlorimuron Ethyl Technical)(June 17 1996)
1190811	Independent Laboratory Validation Of The Method Entitled "Analytical Enforcement Method (Column Switching/Heart Cut) For The Determination Of Residues Of Chlorimuron Ethyl (Dpx-F6025) In Soybean (Seed)", Amended Report, M.E. Gresham, March 8, 1996 Amended August 20, 1996 (Amr3488-95;42781) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784]
1190815	Testing Of Dpx-F6025 Through Fda Multi-Residue Protocol A, A.M. Labare, Completed November 15, 1989 (Amr1450-89;89010;457rr) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784]
1379440	Waiver Request For Metabolism/Toxicokinetic Studies
1379441	H.M. BROWN And S.M. NEIGHBORS; SOYBEAN METABOLISM OF CHLORIMURON ETHYL: PHYSIOLOGICAL BASIS FOR SOYBEAN SELECTIVITY. PESTICIDE BIOCHEMISTRY AND PHYSIOLOGY, 1987 VOL(29), Pages 112-120
1379442	Novel Food Information-Food Biotechnology Glyphosate Tolerant Soybean 40-3-2
1379443	Safety Assessment Of Genetically Altered Soybean
1379444	Metabolism Of (Phenyl (U)-14c)-And (Pyrimidine-2-14c) Chlorimuron Ethyl In Soybean (#1379446)
1379448	Waiver Request For Food, Feed And Tobacco Residue Studies
1379450	Chlorimuron Ethyl: Comparison Of The Magnitude Of Residues Of Two Formulations In Soybeans
1753221	Analytical Method For The Determination Of Nicosulfuron, Thifensulfuron Methyl, Ethametsulfuron Mthyl, Rimsulfuron, Tribenuron Methyl, And Chlorimuron Ethyl In Oily Crop Matrices Using SPE Purification And LC/MS/MS Detection

1753222	Independent Laboratory Validation Of Analytical Method Dupont-13412 For The Determination Of Thifensulfuron Methyl, Ethametsulfuron Methyl, Rimsulfuron, Tribenuron Methyl And Chlorimuron Ethyl In Olives And Soybean Seed Using SPE Purification And LC/MS/MS Detection
1753223	Independent Laboratory Validation Of A Multi-Residue Method For The Analysis Of Sulfonylurea Herbicides In Crops, Dupont-13412 Revision
1753224	Magnitude Of Sulfonylurea Residues In/On, Aspirated Grain Fractions And Processed Practions (Starch, Grits, Flour, Refined Oil (Wet Milling), Refined Oil (Dry Milling) And Meal (Dry Milling) Of A Field Corn Line Containing Event DP-098140-6 Following A Variety Of Tank Mix Applications Of Two Glyphosates And Rimsulfuron, Tribenuron Methyl, Chlorimuron Ethyl, And Metsulfuron Methyl Containing Herbicides At Maximum Label Rates-United States And Canadian Locations, Season 2006 (#1932004)
1753225	Magnitude And Decline Of Sulfonylurea Residues In/On Green Plant, Forages, Stover And Seed Of A Field Corn Line Containing Event DP-098140-6 Following A Variety Of Tank Mix Applications Of Two Glyphosates And Rimsulfuron, Tribenuron Methyl, Chlorimuron Ethyl, And Metsulfuron Methyl Containing Herbicides At Maximum Label Rates-United States And Canadian Locations, Season 2006 (#1753226; #1753227; #1753228; #1932010; #1932014; #1932016; #1932017)
1753230	Request And Justification For A Waiver Of Livestock Feeding Studies With Chlorimuron Ethyl In Support Of Registration And Establishment Of Tolerances On Field Corn And Soybeans
1903177	Metabolism Of Sulfonylurea Herbicides In Wild Type And Optimum GAT Crops (#1903188)
1903178	Freezer Storage Stability Of Rimsulfuron And Chlorimuron Ethyl In Crops Representative Of Soybean And Corn (#1903190)
1932009	Magnitude Of Residues Of Rimsulfuron, Tribenuron Methyl, And Chlorimuron Ethyl, In/On Aspirated Grain Fractions And Processed Fractions (Refined Oil, Meal And Hulls) Of A Soybean Line Containing Event DP 356043 5 Following Applications Of Rimsulfuron, Tribenuron Methyl And Chlorimuron Ethyl Containing Herbicides-United States Locations, Season 2006
1932012	Magnitude And Decline Of Sulfonylurea Residues In/On Forage, Hay And Seed Of A Soybean Line Containing Event DP-356043 With The GAT And The GM-HRA Genes Following A Variety Of Tank Mix Applications Of Two Glyphosate Fromulation And Rimsulfuron, Tribenuron Methyl, Chlorimuron Ethyl, And Metsulfuron Methyl Containing Herbicides At Proposed Maximum Label Rates-United States And Canadian Locations, Season 2006 (#1932013)
1932018	[14 C] Chlorimuron Ethyl:Metabolism In Maize
1932019	Plant Metabolism Study Of 14C-DPX-F6025 In Peanuts

D. Études examinées dans le cadre de l'évaluation des risques professionnels et autres que professionnels

A. Liste des études et des renseignements présentés par les groupes de travail

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2115788	Agricultural Reentry Task Force (ARTF). 2008. Data Submitted by the ARTF to Support Revision of Agricultural Transfer Coefficients. Submission# 2006-0257.
1913109	AHETF, 2009. Agricultural Handler Exposure Scenario Monograph: Open Cab Groundboom Application of Liquid Sprays. Report Number AHE1004. December 23, 2009.
2572744	AHETF, 2015. Agricultural Handler Exposure Scenario Monograph: Open Pour Mixing and Loading Dry Flowable Formulations. Report Number AHE1001-1. March 31, 2015.

E. Études examinées dans le cadre de l'évaluation environnementale

A. Liste des études et des renseignements présentés par le titulaire

i) Renseignements inédits

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1156136	Hydrolysis of 14-C –Dpx-F6025 (By Priscilla L. Friedman)(Chlorimuron Ethyl)(Amr-122-83), DACO 8.2.1
1156148	Photodegradation of 14-C-Dpx-F6025 on Soil (By P.T. Hardesty)(Amr-192-84;0528h/0050h)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.1
1156159	Photodegradtion of [Phenyl-14c(U)] Dpx-F6025 and [Pyrimidine-2-14c] Dpx-F6025 on Soil (By R.F. Dietrich)(Amr-449-85;0691h/)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.1
1156166	Aqueous Photolysis of 14c-Dpx-F6025 (By Priscilla L. Friedman)(Amr-299-84;0639h/0064h)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.1
1156167	Photodegradation of [Phenyl-14c(U)] Dpx-F6025 and [Pyrimidine-2-14c] Dpx-F6025 in Water (By R.F. Dietrich)(A,R-456-85;0694h)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.1
1156168	Identification of the Major Aqueous Photoproduct of Dpx-F6025 Addendum To Amr-456-85 (0694h/0076h;0802h/0079h)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.1
1156169	Octanol/Water Partition Coefficient of Dpx-F6025 (By L.W. Neal)(Amr-142-83)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.1
1190819	Letter To J.A. Tompkins From R.M. Vaught Re Dupont Chlorimuron Ethyl (Epa Reg No. 352-528) Pesticide Fact Sheet Correction Request, Re: Epa #82.1 Issued July 30, 1987 Water Solubility Value Error, November 13, 1998 Fact Sheet Issued July 30, 1987 [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 8, Environmental Chemistry and Fate], DACO 8.2.1
1156128	Analysis of Sulfonylureas in Water by Liquid Chromatography (By E.W. Zahnow)(Amr-356-85a)(Revised 2/13/86)(Chlorimuron Ehtyl), DACO 8.2.2.1
1156129	Analysis of Dpx-F6025 in Soil by Liquid Chromatography (By E.W. Zahnow)(Amr-444-85;0305d)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.2.1
1156130	Analysis of Dpx-F6025 in Soil by Liquid Chromatography Supplement No.1 and No.2 (Amr-444-85)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.2.1
1190817	An Elisa Immunoassay Method For the Determination of Residues of Sulfometuron Methyl in Soil and Water, R.K. Trubey, R.W. Sund, Completed September 22, 1994 (Amr3066-94) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 8, Environmental Chemistry and Fate], DACO 8.2.2.1, 8.2.2.3
1190818	An Enzyme-Linked Immunosorbent Assay (Elisa) Method For the Determination of Residues of Sulfonylureas in Water and Soil, J.C. Strahan, C.L. Rankin, Completed March 9, 1995 Revision 1 July 14, 1995 (Amr2438-92) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 8, Environmental Chemistry and Fate], DACO 8.2.2.1, 8.2.2.3
1156126	Aerobic Soil Metabolism of 14c-Dpx-F6025 (By P.T. Hardesty)(Amr-138-83;0425h/0060h)(Revision 2 9/18/84), DACO 8.2.3.1
1156127	Anaerobic Aquatic Metabolism of 14c-Labelled Dpx-F6025 (By E.M. Venzon, P.T.Hardesty)(Amr-322-85)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.3.1
1190820	Features of A Flask and Method For Measuring the Persistence and Biological Effects of Pesticides in Soil, Soil Science, Pages 68-70, Received For Publication April 4, 1965 (Vol. 100, No. 1) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 8, Environmental Chemistry and Fate], DACO 8.2.3.4.2
1166192	Chlorimuron Dissipation in Pond Water and Soil Report (January 14 1996)(Chlorimuron Ethyl Technical), DACO 8.2.3.4.2, 8.2.3.5.2
1168481	Chlorimuron Dissipation in Granby Sl Soil At 5 and 25 C (July 31 1996) Final Report, DACO 8.2.3.4.2, 8.3.2.1
1190821	Chlorimuron Dissipation in Water and Soil At 5 and 25 C, J. Agric. Food Chem., Pages

	3308-3314, J.D. Gaynor Et Al, 1997 (Vol. 45, No. 8) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 8, Environmental Chemistry and Fate], DACO 8.2.3.5.2
1168482	Chorimuron Dissipation in Pond Water At Two Temperatures (July 31 1996)(Chlorimuron Ethyl) Final Report, DACO 8.2.3.5.2
1156170	Batch Equilibrium (Adsorption/Desorption) and Soil Thin-Layer Chromatography Studies With Dpx-F6025 [Phenyl-14c] (By Thomas M. Priester)(Amr-198-84;0532h/0050h)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.2.4.1
1161183	Soil Column Leaching Behavior of [Phenyl-14c(U)] Dpx-F6025 by A.C. Barefoot.(Amr-306-84).(Chlorimuron-Ethyl)., DACO 8.2.4.1
1156131	Terrestrial Dissipation of 14c-Labeled Dpx-F6025 (Amr-352-85)(E.M. Venzon and P.T. Hardesty)(Chlorimuron Ethyl), DACO 8.3.2.3
1166920	Dissipation of Residues of Chlorimuron Ethyl Herbicide Ina Canadian Soil. (Can-94-903) (December 19, 1995., DACO 8.3.2.3
1166931	Rationale For Waiver For Aquatic Field Soil Dissipation Data For Chlorimuron-Ethyl Herbicide. (1995), DACO 8.3.3.3
1156144	Acute Toxicity of Chlorimuron Ethyl Technical to Soil Orgainsims (Adult Earthworms) (001/91/004/91), Daco 9.2.3.1
1156143	Acute Contact LD50Study in Honey Bees With Inf6025 Final Report (Abm-84-2)(June 22 1984)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.2.4.1
1163956	Rationale For Waiver on Acute Oral LD50 to the Honeybee Chlorimuron-Ethyl, Daco 9.2.4.1
1163954	Rationale For Waiver on Data For Toxicity to Predators and Parasites of the Target Pest (Chlorimuron-Ethyl Technical), Daco 9.2.5, 9.2.6
1166161	Determination of the Influence of Chlorimuron-Ethyl (Cas #90982-32-4) on Soil Microflora Activity (G96143)(March 1996)(Chlorimuron Ethyl Technical), Daco 9.2.7
1156145	48-Hour LC50 to Daphnia Magna (107-83;4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.3.1
1156146	48-Hour EC50 to Daphnia Magna (442-84;4581-220)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.3.1
1156147	Acute Toxicity of H-16,331 the Crayfish (Hlo-524-86;Mr-4581-386;Esc No. 86-342)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.3.1
1156135	96-Hour LC50 to Rainbow Trout (142-83;4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.5.2.1
1156137	96-Hour LC50 to Rainbow Trout (482-84;4581-220)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.5.2.1
1156138	96-Hour LC50 to Bluegill Sunfish (139-83;4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.5.2.1
1156140	96-Hour LC50 to Bluegill Sunfish (377-83;4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.5.2.1
1156141	Static Acute 96-Hour LC50of Inf-6025-30 to Channel Catfish (Hlr-334-86;4581-386)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.5.2.1
1156142	Residue Studies With 14c-Phenyl-Labeled Dpx-F6025 in Bluegill Sunfish (Amr-193-84;521-83;7013-001)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.5.5
1156133	Acute Oral Ld50- Mallard Duck H-14823 Final Report (Hlo-134-83;Mr-4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.6.2.1
1163953	Rationale For Waiver on Acute Oral LD50 tothe Bobwhite Quail Chlorimuron-Ethyl, Daco 9.6.2.1
1156132	An Eight-Day Dietary LC50In Bobwhite Quail With H-14823 Final Report (Hlo-236-83;Mr-4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.6.2.4
1156134	Eight-Day Dietary Lc50-Mallard Duck H-14823 Final Report (Hlo-135-83;Mr-4581-088)(Chlorimuron Ethyl), Daco 9.6.2.4
1161184	Dpx-F6025-155 (Chlorimuron Ethyl): A One-Generation Reproduction Study With the Northern Bobwhite (Colinus Virginianus).(112-367;Hlo#606-94;9581-074;Chr22;Hlo606-94)., Daco 9.6.3.1
1161185	Dpx-F6025-155 (Chlorimuron Ethyl): A One-Generation Reproduction Study With the Mallard (Anas Platyrhynchos).(112-368;Hlo#607-94;9581-074;Chr22;Hlo607-94)., Daco 9.6.3.1
1190823	Determination of Potential Synergistic Or Additive Effects From Reliance Sts Herbicide Application, Could Chlorimuron Ethyl and Thifensulfuron Methyl Applied in Concert Exhibit Synergistic Effects on Non-Target Plants?, Calculating Synergistic and Antagonistic Responses of Herbicide Combinations, S.R. Colby [Reliance Sts;Subn.#99-

	0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 9, Environmental Toxicology], Daco 9.8.1
1166188	Off Target Deposition From Multiple Swath Ground Application of Metsulfuron Methyl Herbicide (By F. Huston & M.R. Grenier)(Chlorimuron –Ethyl Technical)(Mets/Eco 3 Rep), Daco 9.8.1
1156149	Determination of the Toxicity of Chlorimuron Ethyl Technical to Chlorella Vulgaris (005/91) Revised December 12 1991, Daco 9.8.2
1166186	Chlorimuron Ethyl (Dpx-F6025-153): Influence on Growth and Reproduction of Four Select Algal Species (112a-126;Amr 3024-94), Daco 9.8.2, 9.8.3
1190824	Influence of Thifensulfuron Methyl on Seed Germination, Seedling Emergence, and Vegetative Vigor of Several Terrestrial Plants, R.A. Mckelvey and H. Kuratle, Completed January 21, 1993 (Amr2071-91) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 9, Environmental Toxicology] Page 50 Missing, Daco 9.8.4
1161412	Influence of Chlorimuron Ethyl on Seedling Emergence and Vegetative Vigor of Several Terrestrial Plants.(Amr2905-94;Mr10037). Non-Target Vascular Plants Terrestrial Submitted: September 21,1995., Daco 9.8.4
1190825	Thifensulfuron Methyl (Dpx-M6316): Influence on Growth and Reproduction of Lemna Gibba G3, R.M. Kannuck, A. Samel, Completed March 31, 1995 (Amr2982-94;Ha-94-093) [Reliance Sts;Subn.#99-0338;Regn.#25784;Submitted December 23, 1998;Volume 1 of 1 Part 9, Environmental Toxicology] Page 61 Missing, Daco 9.8.5
1166189	Chlorimuron Ethyl (Dpx-F6025-153): Influence on Growth and Reproduction of Lemna Gibba G3 (Amr 3035-94), Daco 9.8.5

B. AUTRES RENSEIGNEMENTS PRIS EN COMPTE

i) Renseignements publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
1918520	Cohen, S.Z., Creeger, S.M., Carsel, R.F., Enfield, C.G. 1984. Potential for pesticide contamination of groundwater resulting from agricultural uses. In: Krueger, R. F. And J.N. Seiber (eds.), Treatment and Disposal of Pesticide Wastes. Am. Chem. Soc., Washington, DC. ACS Symp. Ser. 259. pp. 297-325.
1918522	Fletcher JS; Nellessen JE; Pfleeger TG. 1994. Literature review and evaluation of the EPA food chain (Kenaga) nomogram, an instrument for estimating pesticide residues on plants. Environ. Toxicol. Chem. 13:1383 - 1391.
1918524	Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry, 8: 339–357.
1918526	Hoerger, F. and Kenaga, E.E. 1972. Pesticide residues on plants: correlation of representative data as a basis for estimation of their magnitude in the environment. *In* (F. Coulston and F. Korte, eds.) Environmental quality and safety: chemistry, toxicology and technology. Vol. I. Global aspects of chemistry, toxicology and technology as applied to the environment. Georg Thieme Publishers, Stuttgart, and Academic Press, New York. pp. 9–28.
1918527	Kenaga, E.E. 1973. Factors to be considered in the evaluation of the toxicity of pesticides to birds in their environment. *In* (F. Coulston and F. Korte, eds.) Environmental quality and safety: global aspects of chemistry, toxicology and technology as applied to the environment. Vol. II. Georg Thieme Publishers, Stuttgart, and Academic Press, New York. pp. 166–181.
2024011	McCall, P.J., D.A. Laskowski, R.L. Swann and H.J. Dishburger. 1981. Measurement of sorption coefficients of organic chemicals and their use in environmental fate analysis. *In* Test protocols for environmental fate and movement of toxicants. Proceedings of a symposium. Association of Official

	Analytical Chemists. 94th annual meeting, October 21–22, 1980, Washington, DC, pp. 89–109.
2037698	Kennedy, J.M. and R.E. Talbert (1977) Comparative persistence of dinitroaniline type herbicides on the soil surface. *Weed Science*. 25(5): 373-381.
2439935	Wolf, T and B.C. Caldwell, 2001. Development of a Canadian spray drift model for the determination of buffer zone distances. In Expert Committee on Weeds, Proceedings of the 2001 National Meeting, Quebec City, Sainte Anne de Bellevue, Quebec: ECW-CEM. D. Bernier, DRA Campbell, D. Cloutier Eds.
2818367	Choudhury, P.P, et al , 2007, Phototransformation of chlorimuron-ethyl on leaf surface – Toxicological and Environmental Chemistry, Volume 89, Number 1, Page185 to 189, DACO: 8.2.3.3.1
2818368	Choudhury, P.P. and Dureja, P., 1997, Studies on photodegradation of chlorimuron-ethyl in soil – Pesticide Science, Volume 51, Pages 201 to 205, DACO: 8.2.3.3.1
2818370	Choudhury, P.P. and Dureja, P., 1996, Phototransformation of chlorimuron-ethyl in aqueous solution – Journal of Agricultural Food and Chemistry, Volume 44, Pages 3379 to 3382, DACO: 8.2.3.3.2
2818371	Berger, B.M. et al, 1998, Comparative study on microbial and chemical transformation of eleven sulfonylurea herbicides in soil – Journal of Plant Diseases and Protection, Volume 105 Number 6, Pages 611 to 623, DACO: 8.2.3.4.2
2818373	Fankte, P et al, 2014, Estimating half-lives for pesticide dissipation from plants – Environmental Science and Technology, Volume 48, Pages 8588 to 8602, DACO: 8.5
2818374	United States Department of Agriculture, 2017, GLEAMS: Groundwater Loading effects of Agricultural Management Systems, DACO: 8.5
2818376	Goetz, A.J. et al, 1989, Sorption and mobility of chlorimuron-ethyl in Alabama soils – Weed Science, Volume 37 Pages 428 to 433, DACO: 8.2.4.1
2818377	Reddy, K.N. et al, 1995, Chlorimuron-ethyl sorption and desorption kinetics in soils and herbicide-desiccated cover crop residues – Journal of Agricultural and Food Chemistry, Volume 43, Pages 2752 to 2757, DACO: 8.2.4
2818378	Ren, W. and Zhou, Q., 2011, Adsorption characteristics and influencing factors of chlorimuron-ethyl in two typical Chinese soils – Soil Science Society of America Journal, Volume 75, Number 4, Pages 1394 to 1401, DACO: 8.2.4
2818379	Zhang, W. et al, 2007, Adsorption-desorption characteristics of chlorimuron-ethyl in soils – Agricultural Sciences in Chinas, Volume 6, Number 11, Pages 1359 to 1368, DACO: 8.2.4
2818380	Sanyal, N. et al, 2006, Laboratory simulated dissipation of metsulfuron-methyl and chlorimuron-ethyl in soils and their residual fate in rice, wheat and soybean at harvest – Journal of Zhejiang university SCIENCE B, Volume 7, Number 3, Pages 202 to 208, DACO: 8.5
2818381	Soltani, N. et al, 2005, Vegetable crop responses to chlorimuron-ethyl applied in the previous year – Crop Protection, Volume 24, Pages 685 to 688, DACO: 8.5
1311105	2006, ENVIRONMENT CANADA, UNPUBLISHED SULFONYL UREA WATER MONITORING DATA CLLECTED IN ONTARIO. PESTICIDE SCIENCE FUND, DACO: 8.6
1566596	Battaglin, W.A., E.T. Furlong, M.R. Burkhardt, C. J. Peter., 2000, Occurrence of Sulfonylurea, Sulfonamide, Imidazolinone, and other Herbicides in Midwestern Rivers, Reservoirs, and Groundwater, 1998, Sci. Total Environ. 248:123-133, DACO: 8.6
1726638	Pesticide Science Fund Annual Report 2006-2007 DACO: 8.6, 9.9, DACO: 8.6,9.9
1739256	J. Grabuski et. Al., 2008, Automated Solid Phase Extraction of Sulfonyl Ureas and Related Herbicides in Fortified Water and Natural Water Samples Using LC-ESI MS MS, DACO: 8.6
1763866	Unpublished Pesticide Science Fund water monitoring data from the Atlantic Region (complete raw dataset from 2003-2008). Environment Canada, DACO: 8.6

1774484	United States Department of Agriculture (USDA), 2008, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2007. Science and Technology Programs., www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
1852614	United States Department of Agriculture (USDA), 2009, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2008. Science and Technology Programs,, www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
1852616	United States Department of Agriculture (USDA), 2006, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2004. Science and Technology Programs, Agricultural Marketing Service, www.ams.usda.gov/science/pdp, DACO: 8.6
1852618	United States Department of Agriculture (USDA), 2006, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2005. Science and Technology Programs, Agricultural Marketing Service, www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
1852619	United States Department of Agriculture (USDA), 2007, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2006. Science and Technology Programs, Agricultural Marketing Service, www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
1857388	United States Department of Agriculture (USDA), 2005, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2003. Science and Technology Programs, Agricultural Marketing Service, www.ams.usda.gov/science/pdp, DACO: 8.6
2101142	2011, Occurrence and Distribution of Sulfonylurea and Related Herbicides in Central Canadian Surface Waters 2006-2008, DACO: 8.6
2312776	United States Department of Agriculture (USDA), 2011, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2009. Science and Technology Programs, www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
2312778	United States Department of Agriculture (USDA), 2012, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2010. Science and Technology Programs, www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
2312780	United States Department of Agriculture (USDA), 2013, Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2011. Science and Technology Programs, www.ams.usda.gov/pdp, DACO: 8.6
2397195	California Environmental Protection Agency, Department of Pesticide Regulation, 2013, Sampling for Pesticide Residues in California Well Water – 2012 Update. Twenty-seventh Annual Report, DACO: 8.6
2424843	Environment Canada. Surveillance of Pesticide Residues in Surface water, sediment and groundwater in agricultural regions of Prince Edward Island, New Brunswick and Nova Scotia. 2008. Unpublished report., DACO: 8.6
2505827	United States Department of Agriculture (USDA). 2012 . Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2012, Science and Technology Programs, USDA, DACO: 8.6, DACO: 8.6
2505828	United States Department of Agriculture (USDA). 2013 . Pesticide Data Program Annual Summary, Calendar Year 2013, Science and Technology Programs, USDA, DACO: 8.6, DACO: 8.6
2526164	A.F. Choquette and S.E. Kroening. 2009. Water quality and evaluation of pesticides in lakes in the Ridge citrus region of central Florida: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5178., DACO: 8.6
2681876	2016, Unpublished monitoring data for neonicotinoid insecticides, fungicides (strobins and conazoles), acid herbicides, neutral herbicides, op insecticides, sulfonyls herbicides and carbamate pesticides in Ontario surface water in 2015, DACO: 8.6
2785798	National Water Portal, 2017, Surface water and ground water monitoring data for Chlorimuron-ethyl from National Water Portal, DACO: 8.6
2876405	Tinsley, I.J. 2004. Chemical concepts in pollutant behavior. Chapter 2, Physical Chemical Parameters, John Wiley & Sons, Inc., New York, ISBN 0-471-09525-7; pp. 5-73. DACO: 8.2.1
2037242	Goring, C.A.I., D.A. Laskowski, J.W. Hamaker and R.W. Meikle 1975. Principle

	of pesticide degradation in soil. *In* (Haque, R. and V.H. Freed, eds.) Environmental dynamics of pesticides. Plenum Press, New York, pp. 135–172. DACO 8.2.3.7 and 8.3.2.
2876402	McEwen F.L. and G.R. Stephenson, 1979. The use and significance of pesticides in the environment. John Wiley and Sons Inc. Toronto. 282 pp. DACO 8.2.3 and 8.3.3.
2876403	Helling, C.S., and B.C. Turner. 1968. Pesticide mobility: Determination by soil thin-layer chromatography. Science 12: 562–563. DACO: 8.2.4
1573066	Atkins, E.L., Kellum, D. and Atkins, K.W. 1981. Reducing pesticide hazards to honey bees: mortality prediction techniques and integrated management strategies. University of California Division of Agricultural Sciences Leaflet No. 2883. 22 pp.
2818403	Brown, H.M. and Neighbors, S.M., 1987, Soybean assessment of chlorimuron-ethyl physiological basis for soybean selectivity – Pesticide Biochemistry and Physiology, Volume 29, Pages 112 to 120, DACO: 9.2.4
2818415	Ma, J. and Liang, W., 2015, Acute Toxicity of 12 Herbicides to the Green Algae Chlorella pyrenoidosa and Scenedesmus obliquus – Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology; 67: 347-351, DACO: 9.8.2
2818416	Ma, J. et al, 2004, Acute Toxicity Assessment of 20 Herbicides to the Green Alga Scenedesmus quadricauda (Turp.) Breb. – Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Volume 72, Pages 1164 to 1171, DACO: 9.8.2
2818417	Ma, J. et al, 2006, Toxicity assessment of 40 herbicides to the green alga Raphidocelis subcapitata – Ecotoxicology and Environmental Safety, Volume 63, Pages 456 to 462, DACO: 9.8.2
2818414	Carpenter, D. et al, 2013, Effects of chlorimuron-ethyl on terrestrial and wetland plants: levels of, and time to recovery following sublethal exposure – Environmental Pollution, Volume 172, Pages 275 to 282, DACO: 9.8.4
2876404	Willis, G.H., Spencer, W.F. and McDowell, L.L. 1980. The interception of applied pesticides by foliage and their persistence and washoff potential; Vol. 3, Ch. 18. In: W.G. Knisel (ed); CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff, and erosion from Agricultural Management Systems. US Department of Agricultural Science and Education administration. Conservation Research Report No. 26. pp. 595-606. US Gov. Printing Office, Washington, DC, USA. DACO: 8.5, 9.6 and 9.7

ii) Examens étrangers publiés

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2817073	2009, Environmental fate and effects science chapter for product registration for the new use of chlorimuron-ethyl (DuPont CLASSIC¿ herbicide) (CAS# 90982-32-4), DACO: 12.5
2817074	2015, USEPA DER Review; MRID 49526702, EPA PC Code:128901, - Aerobic soil metabolism of chlorimuron ethyl (DPX-F6025), DACO: 12.5
2817075	2015, USEPA DER Review; MRID 49526702, EPA PC Code:128901 - Aerobic aquatic metabolism of chlorimuron-ethyl 14C DPX-F6025 in two water-sediment systems, DACO: 12.5
2817076	2015, Ecological risk assessment for registration review of 22 sulfonylurea herbicides, DACO: 12.5
2818383	European Food Safety Authority, 2010, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance azimsulfuron – EFSA Journal, Volume 8, Number 3, 1554: 1-61, DACO: 12.5
2818384	European Food Safety Authority, 2008, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance bensulfuron – EFSA Scientific Report, Volume 178, Pages 1 to102, DACO: 12.5

2818385	European Food Safety Authority, 2008, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance chlorsulfuron – EFSA Scientific Report, Volume 201, Pages 1 to 107, DACO: 12.5
2818386	European Food Safety Authority, 2014, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance ethametsulfuron (evaluated variant ethametsulfuron-methyl) – EFSA Journal, Volume 12, Number 7, 3787: 1-96, DACO: 12.5
2818387	European Food Safety Authority, 2016, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance flazasulfuron – EFSA Journal 2016; Appendix, Volume 14, Number 9, 4575: 1-148, DACO: 12.5
2818388	European Food Safety Authority, 2014, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance flupyrsulfuron (variant evaluated flupyrsulfuron-methylsodium) – EFSA Journal, Volume 12, Number 11, 3881:1-86, DACO: 12.5
2818389	European Food Safety Authority, 2016, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance foramsulfuron – EFSA Journal, Volume 14, Number 3, 4421:1-119, DACO: 12.5
2818390	European Food Safety Authority, 2017, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance imazosulfuron – EFSA Journal Volume 15, Number 2; 4695:1-77, DACO: 12.5
2818391	European Food Safety Authority, 2016, Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance iodosulfuron-methyl-sodium (approved as iodosulfuron) – EFSA Journal, Volume 14, Number 4; 4453: 1-111, DACO: 12.5
2818392	European Food Safety Authority, 2016, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance mesosulfuron – EFSA Journal, Volume 14, Number 10; 4584: 1-97, DACO: 12.5
2818393	European Food Safety Authority, 2015, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance metsulfuron-methyl- EFSA Journal, Volume 13, Number 1; 3936: 1-106, DACO: 12.5
2818394	European Food Safety Authority, 2007, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance nicosulfuron – EFSA Scientific report, Volume 120, Pages 1 to 91, DACO: 12.5
2818395	European Food Safety Authority, 2017, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance oxasulfuron – EFSA Journal, Volume 15, Number 3; 4722: 1-76, DACO: 12.5
2818396	European Food Safety Authority, 2014, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance prosulfuron – EFSA Journal, Volume 12, Number 9; 3815: 1-94, DACO: 12.5
2818397	European Food Safety Authority, 2017, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance rimsulfuron – EFSA Scientific Report Volume 45, Pages 1 to 61, DACO: 12.5
2818398	European Food Safety Authority, 2015, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance thifensulfuron-methyl – EFSA Journal, Volume 13, Number 7; 4201: 1-144, DACO: 12.5
2818399	European Food Safety Authority, 2015, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance triasulfuron – EFSA Journal, Volume 13, Number 1, 3958: 1-78, DACO: 12.5
2818400	European Food Safety Authority, 2017, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance tribenuron-methy – EFSA Journal, Volume 15, Number 7, 4912: 1-39, DACO: 12.5
2818401	Australia National Registration Authority for Agricultural and veterinary Chemicals, 2002, Evaluation of the new active trifloxysulfuron sodium in the product Envoke herbicide - , DACO: 12.5
2818402	European Food Safety Authority , 2008, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance triflusulfuron-methyl – EFSA Scientific Report, Volume 195, Pages 1 to 115, DACO: 12.5

2818404	European Food Safety Authority, 2007, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance amidosulfuron – EFSA Scientific Report, Volume 116, Pages 1 to 86, DACO: 12.5
2818405	Pesticide Properties DataBase, 2017, The PPDB, A to Z list of pesticide active ingredients, DACO: 12.5
2818406	British Crop Production Council , Turner, J.A. Editor, 2016, e-Pesticide Manual, DACO: 12.5
2818407	European Food Safety Authority, 2012, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance halosulfuron (evaluated variant halosulfuron-methyl) – EFSA Journal, Volume 10, Number 1; 2987: 1-62, DACO: 12.5
2818409	Australia National Registration Authority for Agricultural and veterinary Chemicals, 2003, Evaluation of the new active mesosulfuron-methyl in the product Atlantis Selective Herbcide, DACO: 12.5
2818410	European Commission, 2002, Final Review report for the active substance ethoxysulfuron, DACO: 12.5
2818411	Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013, Flazasulfuron: 1-(4,6-dimethoxypyrimidin-2-yl)-3-(3-trifluoromethyl-2-pyridylsulphonyl)urea – FAO Specifications and Evaluations for Agricultural Pestcicides; 595/TC: 1-25, DACO: 12.5
2818412	European Food Safety Authority, 2014, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance orthosulfuron – EFSA Journal, Volume 12, Number 3; 3353: 1-71, DACO: 12.5
2818413	European Commission, 2008, Review report for the active substance tritosulfuron, DACO: 12.5
2818688	European Food Safety Authority, 2014, Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance sulfosulfuron – EFSA Journal, Volume 12, Number 7; 3764: 1-79, DACO: 12.5
1618452	Anonymous. 1995. Reregistration Eligibility Decision (RED) Chlorimuron-ethyl – List A, Case 0382. . United States Environmental Protection Agency; Prevention, Pesticides and Toxic Substances (7508W); Office of Pesticide Programs, Special Review and Reregistration Division, EPA 738-R-95-003; 257 p. http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/0382.pdf DACO 12.5.4.

iii) Autres références

Numéro de document de l'ARLA	Référence
2756997	Larivière, E. 2017. Chlorimuron-ethyl Water Monitoring. Report on chlorimuron-ethyl monitoring data DACO 8.6.
2389725	Hodge, V. 1998. Review of the data supplied in support of the application for registration of TECHNICAL CHLORIMURON ETHYL [Sub. No. 94-0988], and the end-use products, CLASSIC Herbicide [Sub. No. 95-0588] and RELIANCE STS Herbicide [Sub. No. 94-0981]. Monography; Pest Management Regulatory Agency; Health Canada; Ottawa, 110 p.